



Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2009

**Daniel Gomes Felícia Estudo do comportamento do resíduo papel no
processo de compostagem**



Estudo do comportamento do resíduo papel no processo de compostagem

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Dedico este trabalho à minha família pelo incansável apoio.

o júri

presidente

Prof. Doutor Luís António da Cruz Tarelho

Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutora Ana Paula Duarte Gomes (Orientadora)

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira

Professora Auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

agradecimentos

Gostaria de agradecer à minha orientadora, Prof. Doutora Ana Paula Gomes, à minha família, aos meus amigos, especialmente à minha companheira de laboratório, Márcia Dias, e a todos os que sempre me apoiaram.

palavras-chave

Valorização orgânica, compostagem, resíduos orgânicos domésticos, papel de cozinha, plástico biodegradável

resumo

A gestão de resíduos é uma questão cada vez mais relevante na sociedade actual, face à sua crescente produção. Além da minimização dos impactes negativos na saúde pública e no ambiente, consideradas as motivações mais antigas na gestão de resíduos, têm vindo a surgir ao longo do tempo novos factores que condicionam a gestão dos resíduos, tais como a consciencialização de que os resíduos podem ser encarados como fonte de recursos, o reconhecimento de que é importante fechar o ciclo de modo a prevenir perdas e o interesse pelo envolvimento de todas as partes interessadas e pela cooperação intermunicipal. A decisão sobre qual o melhor destino a dar a cada tipo de resíduo está condicionada pelo cumprimento das metas comunitárias relativas à deposição de resíduos biodegradáveis em aterro, decorrendo da lei dos aterros, que transpõe a Directiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril, e ainda da necessidade de aumentar de forma significativa os quantitativos de materiais a valorizar por reciclagem material ou outras formas de valorização, em conformidade com a estratégia da União Europeia de evoluir para uma sociedade para a reciclagem.

O aumento na produção de RSU acentuou, recentemente, a dificuldade de os tratar convenientemente, sendo a gestão dos RUB, a fracção dos resíduos biodegradáveis contidos nos RSU, a grande prioridade, uma vez que representa cerca de 36% da totalidade dos RSU produzidos em Portugal Continental. Actualmente o principal destino dado aos RUB prende-se, maioritariamente, com a sua deposição em aterro. Contudo, e cada vez mais, a valorização orgânica, nomeadamente, a compostagem, surge hoje em dia como uma alternativa na gestão dos RUB.

A compostagem é uma tecnologia adequada ao tratamento, à reciclagem e à valorização de resíduos orgânicos de origem agro-industrial, agro-pecuária, florestal, além da fracção biodegradável dos RSU, assumindo cada vez mais importância na gestão de resíduos. Pode ser definida como a decomposição biológica e estabilização de substratos orgânicos, sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas termófilas, como resultado da produção biológica de calor, originando um produto final que seja estável, livre de organismos patogénicos e infestantes de plantas, que possa ser aplicado no solo com benefícios na produção vegetal.

Assim, realizou-se um projecto de compostagem à escala laboratorial, de modo a avaliar a degradabilidade da fracção biodegradável dos RSU, especificamente, uma mistura de resíduos orgânicos de origem doméstica à qual se adicionou vários tipos de papéis de cozinha, para obtenção de um composto estabilizado e com características favoráveis à fertilização de solos e crescimento das plantas.

De modo a otimizar estes aspectos foram testadas diferentes condições operatórias, nomeadamente, temperaturas mesófilas (40°C) e termófilas (55°C), o uso de diferentes percentagens de papel de cozinha e ainda a utilização do saco de plástico biodegradável como meio de transporte dos resíduos orgânicos, tendo em vista a compostagem industrial.

Os ensaios experimentais dividiram-se em três fases. Na primeira fase todos os reactores operaram a 40°C, sendo que nos três primeiros além da mistura de resíduos orgânicos domésticos adicionou-se cerca de 14% (m/m, bs) dos diferentes papéis de cozinha, designadamente, o guardanapo de folha simples, o rolo de cozinha e o papel *Kraft* fino (castanho), enquanto no quarto apenas se usou a mistura de resíduos orgânicos domésticos. Na segunda fase realizou-se as mesmas quatro misturas mas com um valor de temperatura na gama termófila, cerca de 55°C. A terceira e última fase apenas se utilizaram dois tipos de papel e substituiu-se o rolo de cozinha pelo saco de plástico biodegradável, adicionando desta vez à mistura de resíduos orgânicos domésticos 43% (m/m, bs) e 15% (m/m, bs), respectivamente, enquanto no quarto reactor permaneceu inalterada a mistura de resíduos orgânicos domésticos, sendo que os ensaios decorreram no início a temperaturas mesófilas seguido de um período a temperaturas termófilas.

Nos diferentes ensaios foram monitorizados parâmetros como a temperatura, o teor de CO₂, a humidade, o pH, os sólidos voláteis e cinzas. Em todos os ensaios determinou-se a variação dos hidratos de carbono, os lípidos e as proteínas entre o início e final do processo. O produto obtido foi avaliado através da germinação de sementes, indicativo da fitotoxicidade, e da razão ponderal C/N.

O grau de conversão de sólidos voláteis foi superior para os ensaios em que se utilizou o resíduo orgânico doméstico com 14% (m/m, bs) de guardanapo de folha simples, contudo, não foi possível esclarecer qual a melhor temperatura para o processo. Por outro lado, nos ensaios onde apenas se usou a mistura de resíduos orgânicos domésticos, o grau de conversão foi superior quando sujeito às condições operatórias da terceira fase.

A avaliação do grau de estabilização e maturação dos compostos revelou a presença de fitotoxicidade para a germinação das plantas na maior parte destes. Contudo, quatro dos compostos não apresentam fitotoxicidade na germinação das plantas, mas necessitam de um estudo mais aprofundado relativamente ao teor de substâncias húmicas, do mesmo modo que é necessário estudar outros parâmetros tais como microbiológicos e respirométricos de forma a estabelecer a qualidade do produto da compostagem.

De acordo com os resultados obtidos, uma aposta na valorização orgânica do resíduo orgânico doméstico com o papel de cozinha e com o plástico biodegradável deverá ser encarada como viável, embora se recomende a realização de mais estudos.

keywords

Organic valorization, composting, organic domestic waste, kitchen paper biodegradable plastic

abstract

Waste management is an important issue nowadays due to its increasing production. Beyond minimizing negative impacts on public health and the environment, considered the oldest drivers in waste management, it have been emerged over time new factors that influence the management of waste, such as awareness that the waste may be regarded as a source of resources, recognition of the importance of closing the loop in order to prevent losses and interest in the involvement of all stakeholders and municipal cooperation. The decision on which the best destination of each waste type is conditioned by the fulfillment of communitarian legislation related to biodegradable waste disposal, the Directive 1999/31/CE of 26th April and by the need of raising the quantity of materials to recycle and to valorize, according to European Union strategy “recycling society”.

The increase in MSW emphasized, recently, the difficulty of treating them properly, being the management of the BMW, the fraction of biodegradable waste contained in MSW, the top priority, since it represents about 36% of all MSW generated in Portugal Continental. Currently the main destination of the BMW is, mainly, the landfill. However, and increasingly, the organic valorization, including composting, appears today as an alternative in the management of the BMW.

Composting is a technology which is adjusted to the treatment, recycling and valorization of agro-industrial organic waste, agro-cattle raisin waste, forest, beyond biodegradable fraction of MSW, assuming increasing importance in the waste management. It can be defined as the biological decomposition and stabilization of organic substrates under conditions that lead to termophilic temperatures, with biological heat production, resulting in a stable product, free of pathogens and plant seeds, which can be used on soil, with benefits to plant growth.

Therefore, carried out a composting project, at laboratory scale, to evaluate the biodegradability of the biodegradable fraction of MSW, specifically, a mixture of organic waste from domestic sources to which is added various kinds of kitchen paper, in order to obtain stable compost with suitable characteristics to soil fertilization and plant growth. Regarding the optimization of these aspects were tested different operation conditions, namely, mesophilic (40°C) and thermophilic (55°C) temperatures, the use of different percentages of kitchen paper and even the use of biodegradable plastic bag for transportation of organic waste, with a view to industrial composting.

The experimental essays were divided into three phases. In the first phase all the reactors operated at 40°C, and in the first three beyond the mixture of organic domestic waste was added about 14% on a dry weight basis of the different kitchen papers, in particular, the simple sheet napkin, the roll of kitchen paper and thin Kraft (brown), while the fourth only used the mixture of organic domestic waste. In the second phase it took place the same four mixtures but with a value of temperature in the thermophilic range, about 55°C. In the third and final phase it was only used two types of paper and the roll of kitchen paper was replaced by biodegradable plastic bag, but this time adding to the mixture of organic domestic waste 43% and 15% on a dry weight basis, respectively, while the mixture of organic domestic waste on the fourth reactor remained unchanged, and the essays took place in early mesophilic temperatures followed by a period to thermophilic temperatures.

During the different essays there were monitored parameters like temperature, CO₂ fraction, moisture, pH, volatile solids and ash. During all of the essays was also determined the variation of carbon hydrate, lipids and proteins at the beginning and at the end of the process. The final product was assessed by germination of seeds, indicative of phytotoxicity, and the C/N ratio.

The conversion level of volatile solids was higher at the essays in which it was used the organic domestic waste with 14% on a dry weight basis of the simple sheet napkin, yet it was not possible to clarify what was the best temperature for the process. Furthermore, in essays where it was only used a mixture of organic domestic waste, the conversion was higher when subjected to operating conditions of the third phase.

The composts stability and maturity assessment revealed the presence of phytotoxicity to the germination of plants in most of these. However, four of the composts do not exhibit phytotoxicity to the germination of plants, but require further study concerning the content of humic substances, just as it is necessary to study other parameters such as microbiologic and respirometric ones in order to establish the quality of the product composting.

According to the results, to invest in organic valorization of the organic domestic waste with kitchen paper and biodegradable plastic should be seen as viable, although it is recommended to further studies.

ÍNDICE	PÁGINA
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
ÍNDICE DE TABELAS.....	VI
LISTA DE ABREVIATURAS	VIII
NOMENCLATURA	IX
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
1.1. Gestão de resíduos – retrospectiva histórica.....	1
1.2. Motivações.....	2
1.3. Objectivos e estrutura da dissertação	5
CAPÍTULO 2 – O PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	7
2.1. Fundamentos do processo de compostagem	7
2.2. Bioquímica no processo de compostagem.....	9
2.2.1. Amido.....	11
2.2.2. Celulose.....	12
2.2.3. Hemicelulose.....	12
2.2.4. Lenhina.....	13
2.3. Parâmetros de controlo no processo de compostagem	14
2.3.1. Parâmetros Biológicos	14
2.3.2. Parâmetros Químicos	15
2.3.3. Parâmetros Físicos	19
2.4. Vantagens e limitações da compostagem	26
CAPÍTULO 3 – COMPORTAMENTO DO RESÍDUO PAPEL NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM.....	29
3.1. Produção de Resíduos Sólidos Urbanos em Portugal	29
3.1.1. Origens dos resíduos orgânicos.....	31
3.1.2. Caracterização dos materiais em compostagem.....	32
3.2. Resíduo papel no processo de compostagem.....	33
3.3. Utilização de plásticos biodegradáveis no processo de compostagem	38
3.4. Indústrias de valorização orgânica em Portugal	41
3.5. O estado da arte na utilização de papel no processo de compostagem.....	44
CAPÍTULO 4 – O COMPOSTO.....	49
4.1. Avaliação da qualidade do composto	49
4.1.1. Estabilização e maturação	49
4.1.2. Humidade	54

4.1.3. pH.....	54
4.1.4. Razão ponderal C/N	55
4.1.5. Rótulo Ecológico.....	55
4.2. Vantagens da aplicação do composto no solo.....	57
4.3. Limitações da aplicação de composto não maturado no solo	58
 CAPÍTULO 5 – ENSAIOS LABORATORIAIS DE COMPOSTAGEM	61
5.1. Objectivos	61
5.1.1. Objectivo geral	61
5.1.2. Objectivos específicos.....	61
5.2. Instalação laboratorial	61
5.3. Plano experimental.....	66
5.4. Caracterização do Substrato Orgânico.....	69
5.4.1. Substrato Orgânico Base	69
5.4.2. 1ª e 2ª Fase	71
5.4.3. 3ª Fase	72
5.5. Controlo e monitorização do processo.....	74
5.5.1. Análise da Fase Gasosa.....	75
5.5.2. Análise da Fase Sólida	76
 CAPÍTULO 6 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS	81
6.1. Caracterização dos ensaios de compostagem	81
6.1. 1ª e 2ª Fase	81
6.1.1. Teor de CO ₂ ao longo dos ensaios	81
6.1.2. Caracterização do composto	87
6.1.3. Grau de conversão.....	101
6.2. 3ª Fase	103
6.2.1 Teor de CO ₂ ao longo do ensaio	104
6.2.2 Caracterização do composto	107
6.2.3. Grau de conversão.....	111
6.3. Determinação dos coeficientes estequiométricos das reacções	113
6.4. Velocidade de reacção	121
6.5. Avaliação do composto.....	124
6.5.1. Razão ponderal C/N	124
6.5.2. Teste de germinação.....	125
6.6. Cumprimento dos critérios para atribuição do rótulo ecológico.....	128

CAPÍTULO 7 – CONCLUSÕES	131
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	BIBL - 1
ANEXO A	A - 1
ANEXO B	A - 3

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Variação da temperatura e de pH do substrato ao longo do tempo durante a compostagem (adaptado de Matos e Pereira, 2008).....	8
Figura 2 – Degradação da matéria orgânica (adaptado de Gomes, 2001).....	11
Figura 3 – Evolução da capitação de RSU na Europa dos 15 em 1995 e 2005 (adaptado do Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, 2009)	29
Figura 4 – Evolução da capitação de RSU em Portugal entre 1995 e 2005 (adaptado do PERSU II).....	30
Figura 5 – Composição física típica dos RSU em Portugal (adaptado do Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, 2009)	30
Figura 6 – Ciclo de vida do papel (adaptado da Recipac, 2006)	37
Figura 7 – Ciclo de vida de um plástico biodegradável (adaptado de Teixeira, 2007)	40
Figura 8 – Representação esquemática da instalação laboratorial (adaptado de Marques, 2008).....	62
Figura 9 – Vista frontal dos quatro reactores de compostagem da instalação.....	63
Figura 10 – Pormenor de um reactor de compostagem da instalação	63
Figura 11 – Unidade de controlo térmico da instalação	64
Figura 12 – Unidade de medida da instalação	64
Figura 13 – Unidade de controlo da instalação	65
Figura 14 – Analisador de CO ₂ da instalação.....	65
Figura 15 – Computador associado à instalação	66
Figura 16 – Variação do teor de CO ₂ no gás de exaustão e do caudal de ar de alimentação ao longo do tempo nos ensaios da 1 ^a e 2 ^a fase.....	82
Figura 17 – Volume de CO ₂ acumulado ao longo do tempo nos ensaios da 1 ^a e 2 ^a fase	85
Figura 18 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C.....	90
Figura 19 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C. 93	
Figura 20 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel <i>Kraft</i> fino, a 40°C e 55°C 97	
Figura 21 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C.....	100
Figura 22 – Composições ponderais iniciais e finais para os vários tipos de papel de cozinha nos ensaios da 1 ^a e 2 ^a fase	101
Figura 23 – Graus de conversão dos diferentes componentes para os vários tipos de papel de cozinha nos ensaios da 1 ^a e 2 ^a fase	102

Figura 24 - Variação do teor de CO ₂ no gás de exaustão e do caudal de ar de alimentação ao longo do tempo nos ensaios da 3ª fase.....	104
Figura 25 - Variação da temperatura e do caudal de alimentação ao longo do tempo nos ensaios da 3ª fase	106
Figura 26 – Volume de CO ₂ acumulado e temperatura do processo ao longo do tempo nos ensaios da 3ª fase	107
Figura 27 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável	110
Figura 28 - Composições ponderais iniciais e finais para os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável nos ensaios da 3ª fase	111
Figura 29 – Graus de conversão dos diferentes componentes para os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável nos ensaios da 3ª fase	112
Figura 30 – Composições ponderais inicial e finais para a mistura de resíduos orgânicos domésticos nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase.....	113
Figura 31 – Graus de conversão dos diferentes componentes para a mistura de resíduos orgânicos domésticos nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase	113
Figura 32 – Determinação dos coeficientes estequiométricos experimentais das reacções dos ensaios da 1ª e 2ª fase.....	117
Figura 33 – Determinação dos coeficientes estequiométricos experimentais das reacções dos ensaios da 3ª fase.....	118
Figura 34 – Massa de sólidos voláteis presentes na massa em compostagem nos ensaios da 1ª e 2ª fase, nos momentos de amostragem (SV _{experimental}) e estimado (SV _{estimado}) e da variação CO ₂ acumulado	120
Figura 35 – Massa de sólidos voláteis presentes na massa em compostagem nos ensaios da 3ª fase, nos momentos de amostragem (SV _{experimental}) e estimado (SV _{estimado}) e da variação CO ₂ acumulado	121
Figura 36 – Velocidade da reacção e temperatura de operação ao longo dos ensaios da 1ª e 2ª fase.....	122
Figura 37 – Velocidade da reacção e temperatura de operação ao longo dos ensaios da 3ª fase.....	123
Figura 38 – Graus de conversão dos diferentes componentes para os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase	A - 3

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Matéria orgânica animal e vegetal	9
Tabela 2 - Critérios de revolvimento das pilhas em função da humidade do substrato	24
Tabela 3 – Quantidades de RUB a tratar nas CTRO existentes em Portugal Continental e Região Autónoma da Madeira	42
Tabela 4 – Novas CTRO que serão construídas em Portugal Continental até 2016	43
Tabela 5 – Interpretação dos resultados da produção relativa, em ensaios de vaso	51
Tabela 6 – Critérios para a atribuição a compostos do Rótulo Ecológico Europeu de acordo com a Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro	56
Tabela 7 – Condições operacionais dos ensaios experimentais	68
Tabela 8 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos	70
Tabela 9 – Caracterização inicial da mistura de resíduos orgânicos domésticos	70
Tabela 10 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (14% m/m bs)	71
Tabela 11 – Caracterização inicial da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (14% m/m bs)	72
Tabela 12 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (43% m/m bs)	73
Tabela 13 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o plástico biodegradável (15% m/m bs)	73
Tabela 14 – Caracterização inicial da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (43% m/m bs) ou com o plástico biodegradável (15% m/m bs)	74
Tabela 15 – Tempos de amostragem da fase sólida para os ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase	76
Tabela 16 – Parâmetros e técnicas de análise da fase sólida	77
Tabela 17 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C	88
Tabela 18 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C	89
Tabela 19 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C	90
Tabela 20 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C	91
Tabela 21 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C	92
Tabela 22 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C	93

Tabela 23 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel <i>Kraft</i> fino, a 40°C e 55°C.....	95
Tabela 24 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel <i>Kraft</i> fino, a 40°C e 55°C	96
Tabela 25 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel <i>Kraft</i> fino, a 40°C e 55°C.....	96
Tabela 26 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C	98
Tabela 27 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C	99
Tabela 28 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C	100
Tabela 29 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável.....	108
Tabela 30 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável	109
Tabela 31 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável	109
Tabela 32 – Fórmulas empíricas obtidas para os substratos e para os compostos nos diferentes ensaios.....	114
Tabela 33 – Equações estequiométricas das reacções nos diferentes ensaios.....	115
Tabela 34 – Coeficientes estequiométricos estimados a partir dos vários componentes orgânicos.....	116
Tabela 35 – Coeficientes estequiométricos experimentais das reacções a partir do volume de CO ₂ e da massa de sólidos voláteis degradados	118
Tabela 36 – Valores da razão ponderal C/N para os substratos orgânicos iniciais e compostos finais de compostagem	124
Tabela 37 – Resultados do primeiro teste de germinação e índice de germinação para os compostos da 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a fase.....	126
Tabela 38 – Resultados do segundo teste de germinação e índice de germinação para os compostos da 1 ^a , 2 ^a e 3 ^a fase.....	127
Tabela 39 – Análise do cumprimento dos critérios para o rótulo ecológico	128

LISTA DE ABREVIATURAS

AF	Ácidos Fúlvicos
AH	Ácidos Húmicos
bcc	base cinza constante
bs	base seca
btq	base tal e qual
CSTR	<i>Continuous Stirred Tank Reactor</i> , Reactor contínuo perfeitamente agitado
CTRO	Central de Tratamento de Resíduos Orgânicos
ECF	<i>Elemental Chlorine Free</i> , Livre de cloro elementar
ENRRUBDA	Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados aos Aterros
FTIR	<i>Fourier Transform Infrared Spectroscopy</i> , Espectroscopia do Infravermelho e Transformada de Fourier
GEE	Gases com Efeito de Estufa
PERSU	Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos
PHA	<i>Polyhydroxyalkanoates</i> , polihidroxialcanoatos
PLA	<i>Polylactic Acid</i> , Políácidos lácticos
RIB	Resíduos Industriais Banais
ROB	Resíduos Orgânicos Biodegradáveis
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Resíduos Urbanos
RUB	Resíduos Urbanos Biodegradáveis
TCF	<i>Total Chlorine Free</i> , Totalmente livre de cloro

NOMENCLATURA

c	Comprimento médio da radícula	$[-]$
CC	Mistura de resíduos em base cinza constante	$[-]$
$Coeficiente_{CO_2}$	Coeficiente estequiométrico do CO_2 na reacção	$[-]$
ε'	Rendimento do processo de compostagem em base seca sem cinzas	$[kg_{SVcomposto} \cdot kg_{SVsubstrato}^{-1}]$
H	Mistura de resíduos em base tal e qual	$[-]$
IG	Índice de Germinação	$[\%]$
m_i	Massa de i	$[g]$
m_{jR}	Massa do componente j em base seca	$[g]$
M	Massa molar	$[g \cdot mol^{-1}]$
m/m	Fracção em massa	$[g \cdot g^{-1}]$
n	Número médio de sementes germinadas	$[-]$
Q_a	Caudal de ar de alimentação	$[dm^3 \cdot min^{-1}]$
R	Mistura de resíduos em base seca	$[-]$
r_{CO_2}	Velocidade de produção de CO_2	$[mg_{CO_2} \cdot g_{SV}^{-1} \cdot h^{-1}]$
SV	Sólidos Voláteis	$[g]$
t	Tempo de reacção	$[h]$
v/v	Fracção em volume	$[dm^3 \cdot dm^3^{-1}]$
V_{CO_2}	Volume de CO_2 acumulado	$[dm^3 PTN]$
V_{molar}	Volume molar	$[dm^3 \cdot mol^{-1}]$
w_{iH}	Fracção de i numa mistura de n componentes em base tal e qual	$[kg_i \cdot kg_H^{-1}]$
w_{iR}	Fracção de i numa mistura de n componentes em base seca	$[kg_i \cdot kg_R^{-1}]$
w_{jCC}	Fracção do componente j em base cinza constante	$[kg_j \cdot kg_{CC}^{-1}]$
w_{jR}	Fracção do componente j em base seca	$[kg_j \cdot kg_R^{-1}]$
w_{Wi}	Fracção da humidade do componente i em base tal e qual	$[kgH_2O \cdot kg_H^{-1}]$
w_{zR}	Fracção de cinzas em base seca	$[kg_z \cdot kg_R^{-1}]$
X_j	Grau de conversão do componente j	$[\%]$
y_{CO_2}	Fracção molar de CO_2 no gás de exaustão	$[-]$
$Y_{CO_2 estimado}$	Coeficiente do volume de CO_2 produzido estimado por massa de sólidos voláteis degradada	$[dm_{CO_2}^3 \cdot g_{SVdegradados}^{-1}]$
$Y_{CO_2 experimental}$	Coeficiente do volume de CO_2 produzido experimental por massa de sólidos voláteis degradada	$[dm_{CO_2}^3 \cdot g_{SVdegradados}^{-1}]$

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1. GESTÃO DE RESÍDUOS – RETROSPECTIVA HISTÓRICA

A Natureza é feita de relações equilibradas entre um conjunto variado de ciclos, designados de ciclos biogeoquímicos. De entre os mais conhecidos estão o ciclo hidrológico ou da água, o do carbono, do azoto e do oxigénio, nos quais existe um movimento contínuo dos elementos químicos do meio físico para os seres vivos, e destes novamente para o meio físico. Assim sendo, os átomos dos elementos químicos presentes na Natureza e nos seres vivos não são criados nem destruídos, mas constantemente reutilizados (Portal São Francisco, 2009), ou seja, onde um elemento dá origem a outro, e este por sua vez gera um novo e assim sucessivamente até que em determinada altura um dará origem ao primeiro. Em determinadas fases dos ciclos, estes podem cruzar-se entre si dando origem a cadeias e a relações complexas entre todos os seres vivos e não vivos existentes. Sem qualquer tipo de intervenção, a Natureza adquiriu uma capacidade de resposta aos pequenos potenciais desvios, resultado do estado de equilíbrio que estes ciclos lhe conferem (Marques, 2008).

Em épocas muito primitivas, na sua fase nómada, o Homem não havia ainda inventado a agricultura, nem aprendido a domesticar animais. Assim, no início do seu desenvolvimento adaptou-se à Natureza e sobrevivia de acordo com as suas regras, caçando, pescando e comendo os frutos das árvores, procurando continuamente novos locais de acordo com as suas necessidades e deixando o local anterior pronto para que a Natureza fizesse o seu trabalho. O Homem, como qualquer outra espécie tinha, portanto, pouca influência sobre o ambiente e era parte integrante da Natureza. Com o desenvolvimento da mente e a acumulação de experiências e conhecimentos, o Homem foi aperfeiçoando os seus instrumentos, utensílios domésticos e armas, as suas técnicas, os meios de subsistência e descobriu o fogo. No entanto, com estes progressos, o Homem desde logo percebeu que podia fixar-se num determinado local e assim viver em sociedade, pois era então possível destruir a vegetação natural dos terrenos e torná-los solos cultiváveis. Com o início da prática agrícola era possível responder às necessidades da crescente população, numa altura em que a caça e a pesca já não suprimiam as necessidades básicas da vida humana. É portanto desta época que datam os primeiros desequilíbrios na Natureza provocados pelo Homem, os quais, desde então têm alterado o ambiente original (Marques, 2008).

Durante séculos, as sociedades produziram basicamente alimentos de fácil assimilação e decomposição e bens duradouros à base de matérias-primas naturais, como a madeira, o couro, a lã e o algodão, ou muito pouco transformadas, como o exemplo da cerâmica, aproveitando a energia em quantidades reduzidas. Os resíduos gerados eram inertes ou facilmente degradáveis e não constituíam um problema para o ambiente e para a sociedade (Santos, 2007).

Contudo, na segunda metade do século XVIII, início dos anos 60, foi com a Revolução Industrial que os problemas dos resíduos atingiram níveis sem precedentes. Esta tornou os métodos de produção mais eficientes e os produtos passaram a ser produzidos mais rapidamente, barateando o preço e estimulando o consumo (Sua Pesquisa, 2004), o que se afastava de um modelo de desenvolvimento sustentável. As sociedades depararam-se com um crescimento significativo dos volumes de produção de todo o tipo de produtos,

que se traduziram num aumento do bem-estar social e o concomitante crescimento da população, tecnologia e sistemas económicos. A visão negativista desta realidade prende-se com o facto de a referida crescente produção acarretar também um aumento da produção de resíduos. Numa fase inicial os resíduos gerados eram basicamente constituídos por restos vegetais e excrementos humanos e animais, que aos poucos foram dando lugar a resíduos ao qual a Natureza já não era capaz de responder em tempo útil, isto é, a taxa de geração de resíduos tornou-se superior à sua taxa de degradação. Tal situação levou a outros problemas ambientais tais como problemas de saúde pública, primeiramente, e mais tarde, problemas relacionados com a protecção do ambiente. Surgiu assim a necessidade de minimizar este problema e começaram a dar-se os primeiros passos naquilo que hoje é entendido como a gestão dos resíduos (Marques, 2008).

Actualmente a gestão de resíduos é o conjunto de actividades que visam o encaminhamento destes para um destino final ambientalmente adequado, com custos justos e de forma socialmente aceite, envolvendo procedimentos tais como a recolha, o transporte, o armazenamento, o tratamento, a valorização e a eliminação desses resíduos. Efectivamente, o primeiro problema com que nos deparamos nos resíduos é o da mistura de diferentes componentes, que pode ser vista como propositada ou accidental. Uma complicação adicional que atravessa todos os tipos de materiais é o da deterioração e/ou oxidação do substrato devido ao tempo, aos agentes meteorológicos e aos seres vivos. Em condições reais, a actividade da reciclagem material (triagem, limpeza e/ou lavagem e transporte) apresenta custos económicos e ambientais que limitam a extensão destas operações (Matos, 2008).

1.2. MOTIVAÇÕES

A política de resíduos assenta em objectivos e estratégias que visam garantir a preservação dos recursos naturais e a minimização dos impactes negativos sobre a saúde pública e o ambiente. Para a prossecução destes objectivos importa incentivar a redução da produção dos resíduos e a sua reutilização, o que em grande medida passa pela promoção da identificação, concepção e adopção de produtos e tecnologias mais limpas e de materiais recicláveis (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009a). Assim, são várias as motivações que têm conduzido a uma crescente preocupação e progresso na área da gestão dos resíduos. Ao longo dos últimos anos, as motivações para a gestão de resíduos têm vindo a ser alvo de um processo de avaliação e alteração, reconhecendo que essas motivações dependem do estado de desenvolvimento económico e social das sociedades. Essas motivações ou necessidades são: (a) a saúde pública, que é a motivação mais antiga, mas ainda com significado actual nos países mais quentes; (b) a protecção do ambiente, tendo em vista prevenir a emissão de poluentes para a atmosfera, a água e a contaminação dos solos; (c) os resíduos como fonte de recursos, ou seja, de matérias-primas e energia; (d) o fecho do ciclo dos materiais para evitar as perdas, isto é, a necessidade de prevenir e reciclar, entendida actualmente como gestão de recursos; (e) a responsabilidade da gestão pelos municípios e a cooperação inter-municipal para melhoria da gestão; (f) a necessidade da participação, a educação e o envolvimento dos cidadãos no processo de decisão (Wilson, 2007).

Fruto da actual legislação nacional e comunitária no domínio dos resíduos, a forma como a gestão destes é feita está condicionada pelo cumprimento de metas relativas à deposição de resíduos biodegradáveis em aterro. No sentido de dar resposta a este

problema, foi criada a Directiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de Abril, que estabelece as condições de deposição de resíduos em aterro e, transposta para o direito interno português pelo Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 de Maio, estabelece o regime jurídico a que fica sujeito o procedimento para a emissão de licença, instalação, exploração, encerramento e manutenção pós-encerramento de aterros destinados à deposição de resíduos e, determina para três períodos distintos uma redução gradual dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB) a serem depositados em aterro, calculada com base na quantidade total de RUB produzidos no ano de 1995 (Zeroresíduos, 2009a). Contudo, e tendo em vista um reforço substancial da capacidade nacional de valorização material, orgânica e energética de resíduos, ao mesmo tempo que acompanha a evolução da gestão de resíduos e de modo a reforçar a legislação anterior, foi publicado recentemente o Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de Agosto que estabelece o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro. Por outro lado, existe ainda a necessidade de aumentar de forma significativa os quantitativos de materiais a valorizar por reciclagem material ou outras formas de valorização (nomeadamente energética), em conformidade com a estratégia da União Europeia de evoluir para uma sociedade assente na reciclagem (Matos *et al*, 2008).

Apresentada pelo governo em 2003, a Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados aos Aterros (ENRRUBDA), à semelhança de outros planos e estratégias, aponta igualmente para a redução da deposição em aterro de RUB. Tal justifica-se com o facto de os resíduos biodegradáveis, quando depositados em aterro sofrerem uma degradação biológica anaeróbia que tem como consequências a libertação de metano e uma elevada quantidade de lixiviado que causam impactos negativos no meio ambiente. De um ponto de vista espacial, a deposição deste tipo de resíduos em aterro contribui de forma significativa para a diminuição de espaço disponível para deposição de outro tipo de resíduos, assim como à medida que a degradação dos resíduos ocorre, aumenta os riscos de assentamentos de massa (Portal Biológica, 2009). Como tal, esta estratégia assenta preferencialmente na promoção da valorização orgânica através da compostagem e da digestão anaeróbia e, visando o incremento da compostagem doméstica a nível local. Para a concretização destes objectivos a estratégia nacional aponta para que sejam aumentados e desenvolvidos sistemas de recolha selectiva da fracção orgânica dos resíduos, com a finalidade de em 2016 a totalidade desses resíduos seja recolhida selectivamente e devidamente reciclada. A existência destes sistemas de recolha selectiva constitui um factor fundamental para a obtenção de um composto de qualidade, sendo igualmente importante a existência de campanhas de sensibilização visando assegurar a participação adequada da população (e dos grandes produtores) através da correcta separação na fonte dos resíduos produzidos. Em complemento destes objectivos a estratégia também preconiza a implementação, em todas as instalações, de uma linha de valorização de resíduos orgânicos provenientes de recolha selectiva com recurso, sempre que possível, a processos de tratamento utilizando as melhores tecnologias disponíveis. Quanto à produção, distribuição e aplicação do composto resultante deste processo, está prevista uma acção concertada com o Ministério da Agricultura no sentido de viabilizar e potenciar a sua utilização junto dos utilizadores, sendo também fundamental definir e garantir padrões elevados de qualidade para o produto (Zeroresíduos, 2009b). Em 2007 foi aprovado, através da Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro, o Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos II (PERSU II), instrumento que consubstancia a revisão das estratégias consignadas no PERSU I e ENRRUBDA, para o período de 2007 a 2016, que dá continuidade à política de gestão de resíduos, tendo em atenção as novas exigências entretanto formuladas a nível nacional e comunitário, assegurando, designadamente, o

cumprimento dos objectivos comunitários em matéria de desvio de RUB em aterro, alcançando-o através de unidades de digestão anaeróbia, compostagem, tratamento mecânico-biológico e a incineração com recuperação de energia, da reciclagem e da valorização de resíduos de embalagens, e procurando colmatar as limitações apontadas à execução do PERSU I (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009b).

O rápido desenvolvimento económico verificado nas últimas décadas contribuiu para um crescimento demográfico significativo, o que implicou o aumento do volume de resíduos gerados, bem como a necessidade de maior exploração dos solos. Assim, e uma vez que não se pode retirar continuamente nutrientes do solo sem os repor, uma das motivações para a prática da valorização orgânica nos dias de hoje, e especificamente em Portugal, é a carência de matéria orgânica nos solos. É uma alternativa com bastante interesse, uma vez que não só permite repor vários nutrientes no solo e assim fechar o ciclo dos nutrientes, como também reduzir o volume dos resíduos biodegradáveis enviados para aterro ou incineração. De acordo com o Relatório do Estado do Ambiente 1999, em Portugal Continental apenas 11% dos solos cultivados contêm matéria orgânica suficiente, e apresenta os valores mais desfavoráveis entre os países do Sul da Europa com 66% dos seus solos classificados de baixa qualidade, de acordo com a Carta de Solos de Portugal (Direcção Geral do Ambiente, 2000). A matéria orgânica tem um papel preponderante nos solos portugueses, uma vez que estes apresentam valores de capacidade de troca catiónica e de pH abaixo dos desejados para a prática agrícola. Segundo o Manual Básico das Práticas Agrícolas, o teor em matéria orgânica de um solo é importante para as culturas, uma vez que cumpre diversas funções relacionadas com a estrutura do solo, retenção e circulação da água, fontes de nutrientes, suporte à actividade microbiológica e fixação do CO₂ (Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas, 1999).

Assim, a matéria orgânica está directamente relacionada com a capacidade produtiva dos solos, porém vários são os processos químicos e físicos, muitos deles provocados e/ou acelerados pela acção do Homem, que causam a sua deterioração e os tornam susceptíveis ao fenómeno de erosão. Por seu lado, a erosão é um dos factores que mais contribui para a desertificação - processo de degradação ambiental que se pode considerar praticamente irreversível. As formas mais importantes de deterioração química do solo são a perda de nutrientes e de matéria orgânica, a salinização, a alcalinização, a poluição e a acidificação, cujas principais razões são a utilização incorrecta de técnicas agrícolas e a desflorestação. A agricultura intensiva pode também provocar deterioração física do solo. A exposição do solo à chuva, o calcamento da lavoura e o tráfego da maquinaria pesada, a impermeabilização e o encharcamento do solo e a alteração do perfil do terreno, são algumas das principais causas da deterioração física dos terrenos. A estas causas de deterioração junta-se a ocorrência de incêndios e o abandono de áreas agrícolas. As estratégias fundamentais para impedir a deterioração do solo e promover a sua recuperação em termos de práticas agrícolas são: (a) o reforço do teor de matéria orgânica; (b) o melhoramento da estrutura; (c) a minimização das perdas devidas à erosão e a outros factores através da melhoria da economia da água; (d) o acréscimo das reservas de nutrientes e a eficiência da respectiva reciclagem e, ainda, a manutenção da biodiversidade da vegetação e do solo (Direcção Geral do Ambiente, 2000).

Consequência da matéria legislativa nacional e comunitária no âmbito dos resíduos, que estabelece níveis de redução dos resíduos biodegradáveis destinados aos aterros, o tratamento biológico dessa fracção de resíduos no sentido da valorização orgânica, apresenta-se como uma alternativa. As orientações da comunidade europeia, presentes nos

documentos de trabalho para a proposta de directiva sobre o tratamento biológico de resíduos biodegradáveis, apontam que somente o processamento de “Bio-resíduo” gera um produto denominado composto. Segundo o *Working Document Biological Treatment of Biowaste 2nd Draft*, a definição de “Bio-resíduo” engloba, além dos resíduos de alimentos e dos resíduos de jardim, o papel e o cartão, que tenham sido segregados na origem e que sejam capazes de sofrer uma decomposição anaeróbia ou aeróbia (Comissão Europeia, 2001). Tendo o papel múltiplas utilizações ao nível doméstico, nomeadamente relacionado com a embalagem de alimentos e práticas de higiene na cozinha, torna-se relevante o conhecimento do seu comportamento quando sujeito a tratamento biológico, aspecto sobre o qual são escassos os estudos experimentais disponíveis. Todavia, e mais recentemente, a Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de Novembro relativa aos resíduos e que revoga certas directivas, cinge na definição de “Bio-resíduo” os resíduos de jardim biodegradáveis, os resíduos alimentares e de cozinha das habitações, dos restaurantes, das unidades de *catering* e de retalho, e ainda os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos, excluindo assim qualquer tipo de resíduo de papel e cartão (Directiva 2008/98/CE de 19 de Novembro de 2008).

Neste contexto, é então importante decidir qual é o melhor destino a dar aos resíduos biodegradáveis, nomeadamente ao “Bio-resíduo”, juntamente com o papel e cartão, onde a decisão sobre a melhor alternativa passa por estudos que incluam uma análise ambiental, tecnológica e económica. O estudo que aqui se apresenta aborda sob o ponto de vista tecnológico um tratamento específico a dar ao “Bio-resíduo” com o papel e cartão, a compostagem. O substrato em questão trata-se de uma mistura que junta os excedentes alimentares provenientes das habitações e alguns tipos de papel de cozinha existentes no lixo doméstico, juntamente com os resíduos provenientes de jardim. Assim, ao mesmo tempo que se estimula a uso da compostagem doméstica nestes resíduos, reduz-se também o seu volume enviado para aterro, e consequentemente as metas impostas legislativamente e comunitariamente estarão mais perto de serem cumpridas.

1.3. OBJECTIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Os objectivos deste estudo passam por averiguar a degradação de vários géneros de papel de cozinha, como os guardanapos de folha simples, o rolo de cozinha e o papel *Kraft* fino (utilizado para transportar por exemplo o pão e afins), assim como o saco de plástico biodegradável, quando incorporados no “Bio-resíduo”, sujeitos ao processo de compostagem acelerada. Pretende-se ainda avaliar a qualidade dos produtos finais, obtidos através das misturas entre os resíduos provenientes da preparação de alimentos e resíduos de jardim e os vários géneros de papel de cozinha.

Para tal, realizou-se um projecto de compostagem à escala laboratorial, de modo a avaliar a degradabilidade deste substrato para obtenção de um composto estabilizado e com características favoráveis à fertilização de solos e crescimentos das plantas. De modo a otimizar estes parâmetros, foram experimentadas diferentes condições ambientais e proporções de papel no substrato a compostar.

No capítulo seguinte, capítulo 2, será abordada a temática da compostagem, nomeadamente a bioquímica e os parâmetros de controlo, químicos, físicos e biológicos, mais significativos do processo de compostagem, juntamente com as principais vantagens e limitações do seu uso. Seguidamente, no capítulo 3, falar-se-á da produção dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), dando principal atenção aos resíduos biodegradáveis, assim como

ao substrato em questão, o papel de cozinha e o saco de plástico biodegradável, isto é, a sua caracterização, processos de formação, vantagens da sua aplicação na compostagem, entre outros. Merece ainda especial interesse as indústrias de valorização orgânica existentes em Portugal, assim como os estudos que se têm desenvolvido nesta área que é a compostagem de papel. No capítulo 4 são apresentadas as vantagens e limitações do composto resultante do processo de compostagem, assim como os métodos de avaliação da qualidade do composto, nomeadamente a estabilização e maturação e os critérios ecológicos para atribuição do Rótulo Ecológico Comunitário aos correctivos de solos e suportes de culturas. Nos capítulos seguintes, 5 e 6, serão apresentados os objectivos deste estudo, o plano experimental e a unidade laboratorial onde decorreram, bem como, os resultados obtidos. Por fim, no capítulo 7 encontra-se após a realização deste estudo algumas conclusões finais.

CAPÍTULO 2 – O PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A compostagem não é uma prática recente. Um dos primeiros registos da aplicação desta técnica na agricultura data do período do Império de Akkad, na Mesopotâmia, há cerca de 4500 anos atrás. Desde então diversas civilizações, incluindo chineses, egípcios, gregos e romanos, amontoavam a matéria vegetal, estrume, restos de comida e outros tipos de resíduos orgânicos, e deixavam-nos a decompor e estabilizar até estarem prontos para serem devolvidos ao solo (Zeroresíduos, 2009a).

Após a descoberta por Liebig, nos anos 40 do século XIX, do princípio da nutrição mineral das plantas, começou-se a generalizar o uso dos adubos minerais na lavoura que apresentavam variadas vantagens, que vão desde a facilidade de transporte, armazenagem e manuseamento até à espectacularidade da resposta obtida em termos de produção vegetal, os rendimentos obtidos nas culturas e as melhorias acentuadas na produtividade das mesmas, tendo substituído os fertilizantes orgânicos até aí usados (Santos, 2001). No século XX, depois da II Grande Guerra Mundial, a utilização de adubos cresceu de tal maneira que os métodos tradicionais de fertilização dos solos caíram em desuso, pelo menos no mundo ocidental (Zeroresíduos, 2009a).

A definição de compostagem, não é universal, porém e segundo Haug (1993) pode ser definida como a decomposição biológica e estabilização de substratos orgânicos, sólidos e semi-sólidos, sob condições que permitem o desenvolvimento de temperaturas termófilas, como resultado da produção biológica de calor, originando um produto final que seja suficientemente estável, isento de organismos patogénicos e infestantes de plantas, que pode ser aplicado no solo com benefícios para a produção vegetal. É sobretudo um processo aeróbio, isto é, a decomposição dos substratos orgânicos é feita na presença de oxigénio e os produtos do seu metabolismo são água e o dióxido de carbono, acompanhados pela libertação de calor.

O processo de compostagem envolve a decomposição da matéria orgânica por microrganismos que ocorrem tanto no ar como no solo e, por isso, ocorre naturalmente. Contudo, o processo pode ser acelerado pela intervenção do Homem, através da manipulação dos vários materiais e parâmetros, de forma a cumprir determinados requisitos técnicos, ambientais e económicos (Brito, 2007).

2.1. FUNDAMENTOS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A compostagem é uma tecnologia adequada ao tratamento, à reciclagem e à valorização de substrato como por exemplo a fracção orgânica de RSU, os resíduos orgânicos de origem agro-pecuária, agro-industrial e florestal, assumindo cada vez mais importância em virtude da produção de resíduos ter aumentado nos últimos anos (Santos, 2007).

Segundo Santos (2007), num sistema de compostagem podem ser consideradas três etapas:

- O pré-processamento do substrato, inclui a separação de materiais recuperáveis, de acordo com os requisitos do produto final (se aplicável), a redução da dimensão e ajustamento das propriedades do substrato como, por exemplo, a humidade e a razão ponderal entre o carbono e o azoto (C/N).

- O processo de decomposição aeróbia da fracção orgânica por microrganismos e, pode ser realizada de forma lenta (pilhas) ou de forma acelerada (reactor). Esta etapa diz respeito ao processo de compostagem propriamente dito. O substrato ao longo do processo de compostagem pode ser revolvido periodicamente, ou em alternativa, pode ser mantido estático e ser insuflado ar através dele (arejadores). A compostagem é um processo biológico essencialmente aeróbio, durante o qual se realiza uma oxidação microbiológica acompanhada de estabilização de substratos orgânicos. Por outro lado, é um processo muito complexo onde intervêm fenómenos de natureza física, química e biológica que se vão alterando com o decorrer do processo de modo interdependente, podendo distinguir-se assim três fases principais (Gomes, 2008). A figura seguinte, Figura 1, ilustra a variação do valor da temperatura e de pH do substrato em cada uma das respectivas fases do processo de compostagem ao longo do tempo (Matos e Pereira, 2008).

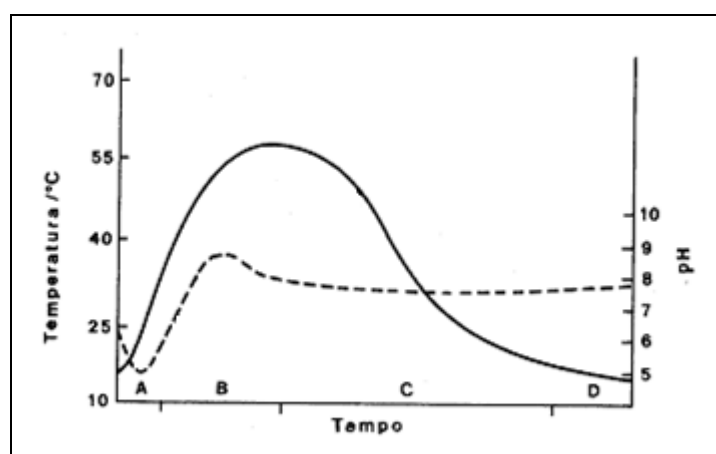


Figura 1 - Variação da temperatura e de pH do substrato ao longo do tempo durante a compostagem (adaptado de Matos e Pereira, 2008)

No início do processo, todo o substrato encontra-se à temperatura ambiente, mas uma vez criadas as condições apropriadas, os microrganismos multiplicam-se no substrato em compostagem e ocorre um rápido aquecimento até cerca dos 45°C, permanecendo mais ou menos constante. Esta fase é designada de mesófila – A (Gomes, 2001), dura sensivelmente os primeiros dois a três dias do processo, e de forma facultativa relativamente à existência de oxigénio (Matos e Pereira, 2003). Nesta fase começam por ser metabolizadas as substâncias bioquímicas mais facilmente biodegradáveis, como os glúcidos de baixo peso molecular. A sua metabolização é realizada por microflora heterogénea e heterotrófica da gama mesófila (Bertoldi *et al.*, 1983), ou seja, com temperaturas óptimas de crescimento entre os 10°C e os 45°C este metabolismo originará a produção de ácidos orgânicos que fazem descer inicialmente o pH do substrato a valores de 4,5 a 6,0. Ocorre o que se chama de hidrólise ácida do substrato e há uma elevada actividade metabólica caracterizada por processos exotérmicos (Bertoldi *et al.*, 1983) que elevam rapidamente a temperatura do substrato para valores da gama termófila. Consequentemente a flora microbiana altera-se, através da selecção natural, sobretudo relacionada com a temperatura, para microrganismos que apresentam temperaturas óptimas de crescimento acima dos 45°C (bactérias termófilas, fungos e actinomicetos), ocorrendo simultaneamente a morte da população mesófila. Com a multiplicação destes microrganismos termófilos, a temperatura rapidamente eleva-se para os 55°C a 60°C,

iniciando a metabolização de macromoléculas como as proteínas, os lípidos e os hidratos de carbono. Esta fase é designada de termófila – B ou degradação activa, e verifica-se o aumento de pH para valores alcalinos de 7,5 a 8,5 ou mesmo 9,0, devido à metabolização dos ácidos orgânicos previamente formados na fase anterior (Santos, 2001). Esta fase implica uma quantidade adequada de oxigénio disponível, bem como de água e, nestas condições são produzidos o dióxido de carbono, amoníaco, água e outros metabolitos intermédios. É igualmente produzido calor, que justifica o crescente aumento da temperatura que pode atingir os 70°C. A duração desta fase está dependente da temperatura (Marques, 2008). À medida que as fontes de carbono se tornam cada vez mais escassas, a intensidade dos processos metabólicos vai diminuindo e, em consequência, a temperatura do sistema começa a diminuir até igualar a temperatura ambiente. Entra-se assim numa nova fase do processo, designada de fase de arrefecimento ou maturação – C e D. É caracterizada quer pelo abaixamento da temperatura, quer pela colonização por populações mesófilas que realizam processos favoráveis à degradação de compostos mais lentos tais como, a celulose e a lenhina em colóides húmicos estreitamente associados a elementos minerais (Santos, 2001). Esta fase tem duração variável, podendo durar desde algumas semanas até alguns meses.

- O pós-processamento para afinamento do composto, no qual se realiza um tratamento mecânico que tem como finalidade melhorar as características físicas, nomeadamente as granulométricas e remover contaminantes inertes que não foram eliminados na etapa de condicionamento, no caso dos compostos serem provenientes de RSU.

2.2. BIOQUÍMICA NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

O substrato utilizado no processo de compostagem tem origem em tecidos outrora vivos, como as plantas ou animais e, durante este processo os materiais compostáveis que compõem o substrato são utilizados como fonte de nutrientes para os microrganismos. Os principais componentes da matéria orgânica animal e vegetal que constituem o substrato encontram-se descritos na tabela seguinte, Tabela 1 (Gomes, 2001).

Tabela 1 – Matéria orgânica animal e vegetal

Matéria orgânica	
Animal	Vegetal
Lípidos	Celulose
Proteínas	Hemicelulose
Ácidos nucleicos	Lenhina
Amido	Lípidos
	Proteínas
	Ácidos nucleicos
	Amido

Segundo Belitz, 1986 citado por Gomes (2001), as proteínas são polímeros de aminoácidos, ligados entre si por ligações peptídicas, em cadeia não ramificada. A sua fórmula geral é $\text{NH}_2\text{CHR}\text{COOH}$, e a massa varia entre 10 mil a alguns milhões de unidades de massa molecular. As proteínas podem sofrer desnaturação, ou seja, a quebra das ligações ponte de hidrogénio que quase sempre provoca a perda da sua actividade biológica, em situações de valores de pH extremos e/ou em temperaturas elevadas, acima do 45°C. A presença de azoto nas proteínas geralmente é usada como base de estimativa do teor de proteínas no substrato. Existem vários métodos para estimar o teor de proteínas e a sua escolha depende do grau de rigor e de precisão requeridos, bem como dos meios disponíveis (Gomes, 2001).

Os lípidos constituem um grupo heterogéneo de substâncias com uma propriedade comum, a insolubilidade em água e a solubilidade em solventes não polares e podem ser divididos em três grupos, os lípidos simples, os lípidos compostos e os derivados de lípidos. Dos primeiros, os lípidos simples, fazem parte os óleos e as gorduras que são ésteres de ácidos gordos e glicerol, também designados por glicerídeos, e as ceras que são ésteres de ácidos gordos e de álcoois lineares, com elevado peso molecular. Os lípidos compostos incluem os fosfolípidos que são ésteres de ácidos gordos, do ácido fosfórico e de compostos azotados e os sulfolípidos que são estruturas pouco conhecidas que contêm enxofre. Finalmente, nos derivados de lípidos que são os produtos resultantes da hidrólise, podemos encontrar os ácidos gordos, os álcoois como o glicerol, os esteróis, os hidrocarbonetos, as vitaminas pigmentos e os compostos azotados. A estimativa das gorduras envolve não a estimativa do verdadeiro teor de gorduras mas sim do teor em lípidos, isto é, dos compostos solúveis em solventes orgânicos não polares, tais como o éter de petróleo ou éter dietílico. Os métodos para a estimativa das gorduras nos alimentos são vários, sendo um dos mais generalizados a extracção de *Soxhlet*. Este é utilizado para variadas aplicações, apresentando grande rigor e reprodutibilidade e para o qual tem sido desenvolvido equipamento especializado (Gomes, 2001).

Na Natureza existem pequenas quantidades de monossacarídeos como a glucose, a frutose, a galactose e a ribose, quantidades substanciais de dissacarídeos tais como a sacarose, a lactose e a maltose e também pequenas quantidades de oligossacarídeos como as dextrinas que provêm da degradação parcial de polissacarídeos. Em grandes quantidades encontram-se os polissacarídeos como o amido, o glicogénio, a celulose, a hemicelulose e ainda a pectina e agar (Gomes, 2001).

Os hidratos de carbono podem ser classificados em várias categorias, baseados em parte na sua natureza química e em parte na sua utilização pelos seres vivos, no entanto, o modo como essa classificação faz mais sentido é com base nos métodos analíticos escolhidos para estimar as várias fracções presentes nos compostos orgânicos. Assim, sob o ponto de vista nutricional, pode identificar-se duas grandes classes, os hidratos de carbono disponíveis e os não disponíveis, consoante são ou não são, respectivamente, susceptíveis de serem atacados pelas endo-enzimas do aparelho digestivo superior dos humanos. O amido é um exemplo de um polímero degradado enzimaticamente através da quebra das ligações $\alpha(1,4)$ e conseqüente formação de maltose, primeiramente. Os hidratos de carbono não disponíveis geralmente contêm ligações $\beta(1,4)$ que as endo-enzimas do aparelho digestivo não conseguem quebrar. No processo de compostagem os microrganismos degradam as macromoléculas em monómeros que depois podem ser incorporados na biomassa microbiológica, segundo o esquema representado na figura seguinte, Figura 2 (Gomes, 2001).

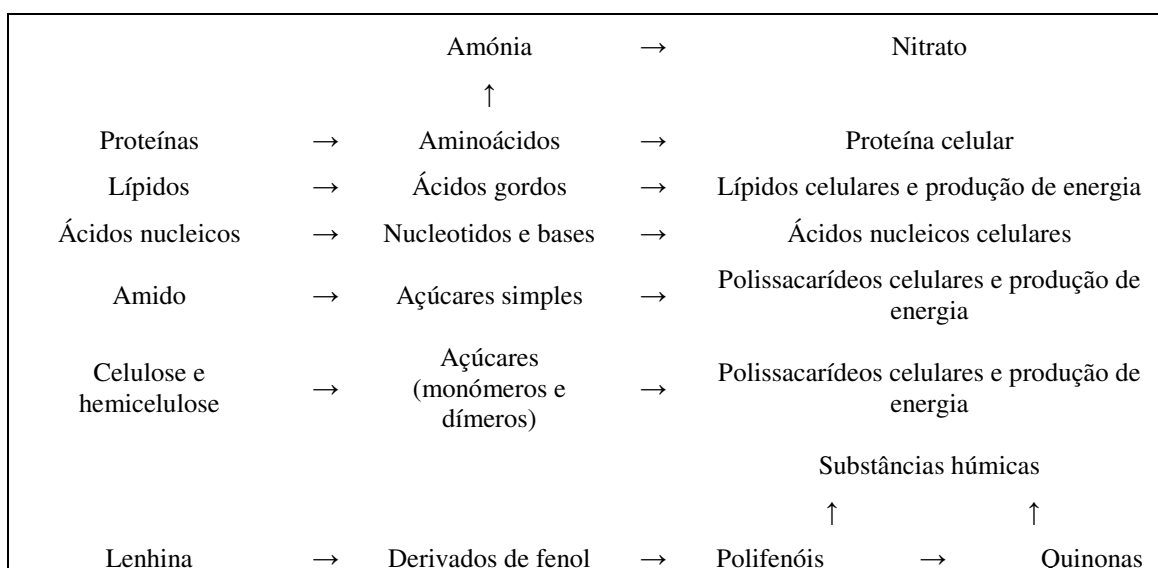


Figura 2 – Degradação da matéria orgânica (adaptado de Gomes, 2001)

Na maioria dos casos, cerca de 80% do substrato inicial é constituído por celulose, hemicelulose e lenhina, na proporção típica em que se encontra na matéria vegetal. Segundo Martin (1961) quase metade desse material é celulose, 28% a 50%, e os outros componentes maioritários são as hemiceluloses com 20% a 30% e a lenhina com valores entre 18% a 30%. Outros hidratos de carbono importantes mas minoritários no substrato são o amido, a quitina e a pectina. Assim se compreende o especial interesse por estes polímeros e o seu comportamento na natureza (Gomes, 2001).

2.2.1. Amido

O amido encontra-se em grande abundância nos tecidos das plantas, especialmente nos tubérculos e nos cereais, e ocorre na forma de grânulos cujo aspecto e tamanho são uma característica de cada planta, determinada pela proporção dos constituintes amilose e amilopectina, que são dois polímeros de α -D-Glucopirranose unidos por ligações $\alpha(1,4)$ e no caso da amilopectina existem ainda ligações $\alpha(1,6)$ (Gomes, 2001). A amilose é um polímero linear que consiste em longas cadeias, entre 500 a 2000 unidades de α -D-Glucopirranose, enquanto a amilopectina é um polímero ramificado com algumas centenas de curtos ramos com 24 a 30 unidades de α -D-Glucopirranose cada (Tomé, 2005). É a proporção relativa destes constituintes que determina a viscosidade e o poder de gelatinização do amido, e a hidrólise completa deste, química ou enzimática, produz somente unidades de α -D-Glucopirranose (Gomes, 2001).

Os grânulos de amido não danificados são insolúveis em água fria devido à força das pontes de hidrogénio que ligam as cadeias, porém, à medida que a temperatura aumenta ocorre a quebra das ligações pontes de hidrogénio entre a amilose e a amilopectina. Segundo Martin, 1961 citado por Gomes (2001), o intervalo de temperatura em que ocorre este fenómeno denomina-se intervalo de temperatura de gelatinização e está compreendido entre os 55°C e os 70°C, sendo que a dissolução completa ocorre para uma temperatura de 120°C.

2.2.2. Celulose

A celulose é o constituinte carbonáceo predominante das plantas superiores e provavelmente o componente orgânico mais abundante na Natureza e o maioritário dos recursos renováveis disponíveis na Terra. É ainda o principal componente estrutural em todas as células das plantas desde as algas às árvores, estimando-se que a quantidade de celulose formada na biosfera seja de 10^{11} ton.ano⁻¹ (Gomes, 2001). A celulose é um polímero de cadeia longa não ramificada constituído por unidades de β -D-Glucopiranosose, com uma fórmula empírica $(C_6H_{10}O_5)_n$ em que n varia entre 300 a 700 unidades do monómero e a massa pode ir dos 50 mil ao milhão de unidades de massa molecular (Tomé, 2005). Segundo Bailey, 1977 citado por Gomes (2001), neste homopolímero as unidades de β -D-Glucopiranosose ligam-se entre si por ligações $\beta(1,4)$, o que conduz a uma estrutura ordenada em fila, mantida por ligações de ponte de hidrogénio intra e intermoleculares que conferem estabilidade e a característica insolubilidade e força das microfibras da celulose.

A celulose não ocorre pura na Natureza, mas encontra-se sempre associada com vários polissacarídeos, tais como o amido, a pectina, a lenhina e uma variedade de hemiceluloses, bem como a outras substâncias. Esta mesma interação ocorre nos processos de degradação dos diferentes constituintes do substrato, o que torna a degradação microbiológica da celulose um processo complexo. Na Natureza, a degradação da celulose é quase exclusiva dos processos microbiológicos e são abundantes os microrganismos que a degradam, distribuindo-se pelos grupos de bactérias e fungos, aeróbios e anaeróbios, incluindo os que conseguem sobreviver em condições extremas de temperatura e pH (Gomes, 2001).

Aparentemente, a degradação microbiológica da celulose ocorre com eficiência, uma vez que quer a celulose quer os produtos resultantes da sua hidrólise se acumulam na Natureza. O processo é inicializado por microrganismos celulolíticos, designados de microrganismos primários, nomeadamente os fungos e as bactérias, e como produtos iniciais da degradação obtém-se a celobiose e a β -D-Glucopiranosose. Estes açúcares são utilizados pelos microrganismos primários, por um lado, para a constituição de material celular, por outro lado, no metabolismo para a produção de energia e para o crescimento celular e manutenção. Num ambiente natural, os microrganismos primários aparecem associados a uma população de microrganismos muito diversa, incapaz de hidrolisar a celulose mas que usa a celobiose, a β -D-Glucopiranosose e outros açúcares livres, como fonte de energia. Esta população que depende dos microrganismos primários para o fornecimento de açúcares livres é designada de microrganismos secundários. Embora estes dependam dos microrganismos primários, eles também os ajudam removendo os açúcares livres que normalmente são inibidores, principalmente a celobiose, da degradação da celulose (Gomes, 2001). Assim, segundo Ljungdahl, 1985 citado por Gomes (2001), esta relação de simbiose promove a degradação da celulose.

2.2.3. Hemicelulose

As hemiceluloses são um conjunto de polissacarídeos de relativo baixo peso molecular e consequente maior solubilidade e, são os segundos maiores constituintes estruturais das plantas, logo a seguir à celulose e englobam todos os polissacarídeos que fazem parte das paredes celulares das plantas superiores, com excepção da celulose e da pectina. Estes polímeros são constituídos por açúcares simples ou ácidos urónicos ligados entre si e são classificados em duas categorias, os homoglicanos e os heteroglicanos. Os

primeiros, os homoglicanos, geralmente não são majoritários, contêm um só tipo de monossacarídeos, tipicamente unidades de xilose, manose e galactose, dando origem a xilano, manano e galactano. Os heteroglicanos são mais abundantes e são formados por mais que um tipo de monossacarídeos ou ácidos urónicos, coexistindo numa só molécula (Gomes, 2001).

A estrutura destes polímeros geralmente é complexa, contendo entre 50 a 200 unidades de açúcar numa cadeia ramificada e ordenada, formada por pentoses como a xilose (β -D-Xilopirranose) e arabinose (α -L-Arabinofuranose), por hexoses como a manose (β -D-Manopirranose), glucose (β -D-Glucopirranose) e galactose (α -D-Galactopirranose) e ainda por ácidos urónicos como o ácido glucurónico e ácido galacturónico (Gomes, 2001).

A decomposição da hemicelulose de um resíduo vegetal no solo ocorre de forma rápida durante a fase inicial, porém numa fase seguinte torna-se mais lenta. Este facto deve-se, provavelmente à heterogeneidade da hemicelulose, no entanto, pode também atribuir-se à própria síntese de polissacarídeos por parte dos microrganismos e que reflecte uma degradação aparentemente mais lenta. Quando as hemiceluloses são degradadas o carbono é convertido em CO_2 e células microbiológicas, mas ao mesmo tempo os microrganismos sintetizam novos polissacarídeos contendo glucose e manose. Por outro lado, estes novos polissacarídeos também estão sujeitos a ataque biológico e são convertidos em outros constituintes celulares, bem como em complexos aromáticos constituintes do húmus (Gomes, 2001).

Segundo Martin, 1961 citado por Gomes (2001) a degradação das hemiceluloses é favorecida pelo aumento da temperatura, dos 30°C aos 60°C, bem como pela presença de oxigénio e de nutrientes inorgânicos, principalmente azoto. Vários fungos, bactérias e actinomicetos conseguem decompor hemiceluloses em cultura pura, usando-as como única fonte de carbono e energia (Gomes, 2001).

2.2.4. Lenhina

A lenhina é um polímero que se encontra nas plantas superiores fazendo parte da constituição da sua parede celular. Está intimamente intercalada com a hemicelulose, formando uma matriz que contorna as ordenadas microfibras da celulose. A lenhina é o composto aromático mais abundante na Natureza e está entre os mais recalcitrantes produtos naturais conhecidos. Segundo Leisinger, 1986 citado por Gomes (2001), a sua biodegradação é de grande interesse para os microbiologistas, devido à sua importância global no ciclo do carbono e porque representa uma das mais abundantes fontes renováveis para a produção de químicos industriais, pois e segundo Orlov, 1995 citado por Gomes (2001), a sua decomposição em unidades de baixo peso molecular leva á formação de um grande número de ácidos *phenoxy*, alccóis, fenóis e quinonas, sendo que a proporção dos fragmentos estruturais da lenhina depende da sua origem.

A lenhina possui características que a tornam resistente ao decaimento biológico, tais como: (a) as suas moléculas são insolúveis, demasiadamente grandes para atravessar as paredes celulares e heterogéneas demais para poderem ser degradadas por enzimas específicas; (b) muitos dos produtos da decomposição da lenhina são também difíceis de degradar ou são tóxicos e, (c) a razão ponderal C/N é muito elevada. Por outro lado, em ambiente aquático, a diluição das enzimas impede a degradação da lenhina, e, em

condições anóxicas a sua degradação é biologicamente difícil pois a estrutura molecular da lenhina é tal que requer oxigénio para que ocorra degradação (Gomes, 2001).

Segundo Robison, 1990 citado por Gomes (2001) os basidiomicetos, como os cogumelos e outros fungos, são os principais organismos degradadores da lenhina, mas para níveis de oxigénio superiores a 5%, aumentando a sua actividade lenhínolítica para valores de 40% a 60% de oxigénio, contudo existem ainda ascomicetos, como os fungos e bactérias que também segregam enzimas lenhólíticas.

2.3. PARÂMETROS DE CONTROLO NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A preocupação central da compostagem está no controlo do seu processo, de modo a minimizar as emissões para o ambiente e conseguir uma rápida produção de um composto de qualidade. Assim, é importante identificar os factores limitantes da taxa de decomposição, e determinar o modo como interferem no controlo do processo de compostagem (Gomes, 2001). Os principais factores que são importantes de controlar neste processo são aqueles que directa ou indirectamente influenciam o metabolismo dos microrganismos que são responsáveis pela decomposição dos resíduos e sua transformação num produto estável e rico em substâncias húmicas (Santos, 2007). Esses parâmetros podem ser divididos em diferentes grupos: biológicos, químicos e físicos. Estes estão intimamente interligados entre si, e são influenciados por diversos factores, tais como, a dimensão das partículas de substrato e o seu grau de biodegradabilidade, o arejamento, a temperatura e a humidade (Gomes, 2008).

2.3.1. Parâmetros Biológicos

A compostagem é um processo dinâmico que representa a actividade combinada de uma sucessão de diferentes populações de microrganismos, incluindo bactérias, actinomicetos e fungos, que por sua vez predominam em diferentes fases do processo como resultado de uma modificação contínua do substrato e da temperatura. As alterações do substrato são devidas à progressiva actividade biológica de degradação dos compostos orgânicos complexos em compostos cada vez mais simples. A temperatura, por sua vez, aumenta proporcionalmente com a actividade biológica, por isso as condições mesófilas são rapidamente substituídas pelas termófilas (Gomes, 2001).

Como este processo é dinâmico e qualquer grupo individual de microrganismos pode sobreviver numa larga gama de condições ambientais, uma população começa a emergir quando outra está no seu auge e uma outra está a desaparecer. Quando as condições ambientais são inteiramente favoráveis, cada grupo microbiológico atinge o seu pico populacional. Alguns microrganismos conseguem obter os seus nutrientes essenciais a partir das moléculas complexas, porém certos grupos não surgem enquanto os compostos não são parcialmente degradados por outros microrganismos que façam com que os nutrientes fiquem disponíveis. Assim, as populações microbiológicas determinam a velocidade a que se dá o processo de compostagem e a qualidade do produto final. Por sua vez, a sua actividade está dependente dos parâmetros químicos e físicos do meio circundante. Os fungos e actinomicetos são de grande importância na compostagem especialmente na fase final do processo, apesar de serem as bactérias que predominam durante a fase termófila, por motivos relacionados com interações do ambiente químico e físico, ainda não clarificadas (Gomes, 2001).

Todavia, no processo de compostagem podem existir substratos que, por algum motivo possuem um défice na população microbiana, o que resulta num processo extremamente lento, especialmente na fase inicial de adaptação dos microrganismos ao meio. Por esta razão, é comum recorrer à utilização de inóculos no processo de compostagem. Outra razão que pode levar à utilização destes inóculos é a necessidade específica de uma determinada enzima não sintetizada pelas populações existentes no substrato. Neste contexto, um inóculo é descrito como uma mistura de várias culturas puras, produzidas em laboratório e especializadas na decomposição da matéria orgânica e na fixação do azoto. A utilização de inóculos à base de enzimas no processo de compostagem torna-se além de impraticável, desnecessária, já que maioritariamente no decorrer do processo existe a síntese rápida e eficaz de todas as enzimas essenciais por parte dos microrganismos. Assim, apenas nas situações em que a adição de certas enzimas não sintetizadas pelas populações microbiológicas residentes pode ser benéfica, faz sentido utilizar um inóculo deste tipo (Gomes, 2001).

Usualmente, a utilização de inóculo tem como objectivos o aumento de uma determinada população microbiológica adequada, o fornecimento de um tipo essencial de microrganismos ainda não presentes no substrato e a introdução de um ou vários tipos de microrganismos mais eficientes do que os residentes. Assim, nos sistemas de compostagem esta utilização designa-se de inoculação em massa¹ e, significa a adição de uma grande quantidade de material inoculante, relativamente à massa ou volume inoculado. Contudo, o recurso ao uso de inóculo não se justifica em substratos não estéreis, pois com um controlo dos parâmetros químicos e físicos é possível manipular as condições biológicas desejadas, maximizando a taxa de degradação do substrato (Gomes, 2001).

Por outro lado, a utilização de inóculo mostra-se vantajosa e tem demonstrado bons resultados quando aplicada a substratos ricos em componentes celulósicos e que possuem uma elevada razão ponderal C/N. Assim, a adição de inóculo que apresente um elevado teor em azoto vai contribuir para o aumento do teor em azoto no substrato, diminuindo a referida razão, ou em alternativa adicionando microrganismos fixadores de azoto, como é o caso das *azotobacter* (Gomes, 2001).

2.3.2. Parâmetros Químicos

Para assegurar a reprodução e as funções metabólicas (Gomes, 2001), é essencial que no início do processo de compostagem sejam criadas as condições necessárias para que este se desenvolva com a melhor taxa de biodegradação de substrato e no menor tempo possível (Marques, 2008). Deste modo, o ambiente químico possui uma função de extrema importância, sendo a razão ponderal C/N e o pH os parâmetros químicos que o mais influencia.

Razão ponderal C/N

Num processo de compostagem, o carbono para além de fonte de energia para a actividade microbiana representa aproximadamente metade da massa das células microbianas (Brito, 2007). Como suporte à síntese microbiológica em sistemas biológicos,

¹ Em oposição ao conceito de inoculação, que é usado na Microbiologia e que consiste numa adição mínima de microrganismos provenientes de uma cultura pura (Gomes, 2001).

o meio deve proporcionar, para além das fontes de carbono, energia e oxigénio, a presença obrigatória de um determinado número de nutrientes inorgânicos, principalmente os macronutrientes (Matos e Pereira, 2008). No que diz respeito ao processo de compostagem, principal atenção tem sido dada ao azoto, devido ao facto de as quantidades necessárias deste nutriente relativamente aos outros serem tão elevadas (Haug, 1993), uma vez que o azoto é essencial para a composição das proteínas na síntese do protoplasma (Gomes, 2001), e estas, representam aproximadamente metade da biomassa microbiana. Logo, o rápido crescimento dos microrganismos no processo de compostagem depende da disponibilidade de azoto e carbono (Brito, 2007).

Na compostagem, um dos mais importantes balanços de nutrientes é a razão ponderal carbono azoto (m/m), C/N. A razão ponderal C/N para as células microbiológicas é cerca de 10, o que teoricamente seria o valor adequado da razão ponderal C/N para o metabolismo celular, no entanto, valores assim baixos conduzem à perda de azoto, especialmente em situações de pH e temperaturas elevadas, arejamento forçado e/ou revolvimento (Gomes, 2001). Porém e, uma vez que os microrganismos aeróbios durante o metabolismo usam entre 15 a 30 gramas de carbono por cada grama de azoto, recomenda-se uma razão ponderal C/N de cerca de 30 ou menos, para que o processo de compostagem decorra rapidamente (Matos e Pereira, 2008).

Razões ponderais C/N menores que 25, maior conteúdo em azoto, retardam a decomposição e favorecem a perda de algum do azoto para a atmosfera na sua forma gasosa, através da volatilização de amónia (Gomes, 2001), enquanto algum do carbono está ainda na forma "ligada" em compostos mais dificilmente biodegradáveis, como a lenhina (Matos e Pereira, 2008). Se a razão ponderal C/N no início for superior a 35, os microrganismos passam por diferentes ciclos de vida, oxidando o excesso de carbono até ser atingida uma razão ponderal C/N adequada para o seu metabolismo, tornando assim o processo lento (Gomes, 2001). Por outro lado, razões ponderais C/N muito elevadas têm efeito limitante no crescimento dos microrganismos, devido à deficiência em azoto, e acima de 80 a degradação termófila é mesmo impedida (Matos e Pereira, 2008). Apesar da maioria dos resíduos orgânicos possuir uma razão ponderal C/N elevada, é sempre possível fazer uma correcção do substrato com aditivos ou resíduos ricos em azoto, de modo a favorecer o processo de compostagem (Bertoldi *et al*, 1983).

Se tivermos uma mistura com uma razão ponderal C/N elevada em que o carbono se encontre em excesso, o azoto em défice é o factor limitante. Pelo contrário, se a razão ponderal C/N for baixa, encontrando-se o azoto em excesso, o factor limitante será o carbono disponível. Apesar de a razão ponderal C/N ser um parâmetro útil na preparação das misturas dos resíduos orgânicos a compostar, também a disponibilidade do carbono deve ser tomada em consideração, já que a forma em que se encontra o carbono é muito importante e determina a sua utilização pelos microrganismos (Santos, 2007). Embora a razão ponderal C/N 30 ser desejável para o processo de compostagem, esta razão poderá variar em função das características específicas dos materiais utilizados para compostar, designadamente com a disponibilidade do carbono desses materiais para o ataque microbiano. Isto porque apesar de quase todo o azoto orgânico² estar disponível para ser utilizado pelos microrganismos, o mesmo não se verifica relativamente ao carbono de

² Nos materiais orgânicos o azoto encontra-se principalmente na forma orgânica, servindo de base de estimativa para o teor em proteína dos substratos orgânicos. Na fracção mineral o azoto está principalmente sob a forma de azoto amoniacal (Brito, 2007).

determinados materiais, por se encontrar em formas resistentes à degradação biológica (Brito, 2007).

Durante o processo de compostagem o conteúdo em azoto geralmente baixa, devido à volatilização de amónia, mas nem sempre esta redução se reflecte em termos de fracção mássica que, pelo contrário, pode aumentar devido à mineralização da matéria orgânica, conduzindo a uma diminuição da razão ponderal C/N. Por outro lado, metade do carbono é perdido principalmente na forma de dióxido de carbono, sendo que esta perda dá-se mais rapidamente que a do azoto, daí a razão ponderal C/N diminuir durante a compostagem, podendo atingir valores na ordem do 10 a 15. Mais tarde no decorrer do processo, quando as temperaturas são moderadas, o oxigénio existe em quantidades adequadas e a concentração de amónia diminui, ocorre a recuperação do azoto devido à actividade das bactérias fixadoras de azoto (Gomes, 2001).

Os hidratos de carbono constituintes das paredes celulares dos tecidos vegetais como a celulose e a hemicelulose são relativamente fáceis de degradar. Ao contrário destes, as lenhinas são as mais resistentes à decomposição microbiológica, no entanto, alguns microrganismos, principalmente fungos, desenvolveram as enzimas necessárias à sua degradação. Por este motivo, em materiais com elevada quantidade de lenhina deve ser considerada uma razão ponderal C/N mais elevada do que o valor médio de 30, para iniciar a compostagem. Uma vez que uma razão ponderal C/N inicial de 30 conduziria, nestes casos, a que parte do azoto não fosse utilizado por falta de carbono disponível. Para além da dificuldade na degradação da lenhina, a presença desta molécula dificulta também o ataque microbiano às outras moléculas, por motivos de barreira física, diminuindo a superfície disponível para a penetração e a actividade enzimática (Brito, 2007).

Assim, a razão ponderal C/N da mistura a compostar tem que ser ajustada em função da disponibilidade do C e do N nos materiais.

pH

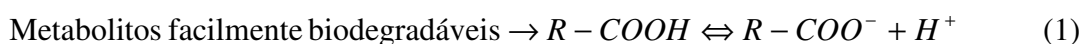
Pode dizer-se que todo o substrato com valores de pH numa larga gama, de 3 a 11,5, pode ser compostado (Bertoldi *et al*, 1983). Contudo, os valores óptimos situam-se entre os 5,5 e 8,0 (Gomes, 2008).

O pH é um parâmetro selectivo em relação à flora microbiana existente no substrato em compostagem, pois está directamente ligado ao metabolismo dos microrganismos e assim afecta fortemente o tipo e a actividade da microflora presente (Gomes, 2001). Valores de pH abaixo dos 3 não evitam que o processo de compostagem arranque, mas fazem com que o aumento da temperatura seja mais lento pois, de certo modo, inibem o crescimento das bactérias e actinomicetos termófilos. Segundo Nakasaki, 1985 citado por Gomes (2001), valores superiores a aproximadamente 11,5 provocam a existência de um período de latência bastante grande e verifica-se igualmente que a maioria das bactérias não sobrevive (Gomes, 2001). Tais acontecimentos estão presos ao facto de estes extremos provocarem alterações no estado de ionização de vários componentes proteicos o que, por sua vez conduz a mudanças na estrutura física das proteínas e, consequentemente à inactivação enzimática (Haug, 1993). Contudo, existem microrganismos que apresentam um óptimo de crescimento em pH levemente ácido, principalmente fungos, enquanto outros se desenvolvem melhor em pH próximo do neutro, como é o caso da maioria das bactérias, ou até mesmo alcalino (Marques, 2008). Genericamente pode-se dizer que os

fungos toleram uma gama mais larga de pH do que as bactérias, tornando-os menos sensíveis às variações de pH (Gomes, 2001).

No processo de compostagem, a preocupação com o pH é, em parte, reduzida pelo facto de existir uma espécie de efeito tampão do próprio substrato em compostagem, desde que o processo permaneça aeróbio (Matos e Pereira, 2008). Tal acontece porque são produzidos, como resultado da decomposição, tanto um ácido fraco, o dióxido de carbono (CO_2), como uma base fraca, a amónia (NH_3), proveniente da decomposição das proteínas, neutralizando, respectivamente o pH alcalino e ácido (Haug, 1993).

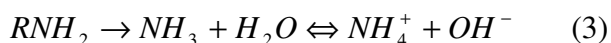
Geralmente o pH começa a diminuir no início do processo de compostagem, durante a fase mesófila, como consequência da actividade das bactérias formadoras de ácidos que, ao hidrolisarem os materiais orgânicos complexos, originam ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Gomes, 2001):



Não deve ainda ser escamoteado o efeito acidificante motivado pela dissolução do dióxido de carbono produzido pelo metabolismo microbiano (Santos, 2001):



Na fase seguinte, fase termófila, verifica-se uma subida de pH para valores ligeiramente alcalinos entre 7,5 a 8,5 ou até mesmo 9,0, devido à metabolização dos ácidos orgânicos formados na fase mesófila. A própria libertação de bases até aí integradas nas estruturas das macromoléculas entretanto metabolizadas pode contribuir para a elevação de pH, bem como a produção de amoníaco a partir da degradação microbiana de proteínas ou bases azotadas (Santos, 2001):



Por fim, na fase de arrefecimento ou maturação o pH geralmente baixa para valores da ordem dos 7 (Matos e Pereira, 2008).

Assim, torna-se bastante importante monitorizar o pH durante o processo de compostagem, e segundo Sundberg e Jönsson (2007) valores baixos de pH têm sido a causa de problemas tais como:

- Corrosão;
- Maus cheiros;
- Decomposição lenta;
- Uso ineficiente das instalações;
- Baixa qualidade do composto obtido, e
- Dificuldades em atingir temperaturas suficientemente elevadas para a sanitização do produto.

Todavia, existem formas de aumentar o pH que têm demonstrado resultados cativantes. Segundo Sundberg e Jönsson (2007), elevadas concentrações de oxigénio no processo de compostagem, diminuem a concentração máxima dos ácidos orgânicos e proporciona uma decomposição mais rápida dos mesmos, levando a um aumento mais acelerado de pH e a obtenção de produtos mais estáveis. De acordo com Smårs *et al* (2002), o mesmo efeito pode ser obtido se a temperatura do processo for mantida na gama mesófila, até que o pH dos condensados do gás de exaustão seja 5. Ambos, consideram a

possibilidade de ocorrer inibição da actividade microbiológica pela temperatura, caso estejam presentes ácidos gordos de cadeia curta e pH baixo.

Na prática, não é muito fácil alterar o nível de pH de um sistema de compostagem devido a razões que se prendem com questões económicas e de conservação do azoto no substrato em compostagem (Gomes, 2001), pois em caso de necessidade a correcção de pH ácido faz-se por adição de calcário, embora se corra o risco de perder amónia (Matos e Pereira, 2008).

2.3.3. Parâmetros Físicos

Uma aplicação racional do processo de compostagem envolve o controlo dos parâmetros relacionados com a libertação de calor por acção microbiana, isto é, que estejam directamente ligados ao metabolismo dos microrganismos (Gomes, 2001) e são eles a temperatura, a humidade, a presença de oxigénio que, por sua vez está relacionada com o arejamento, a granulometria, a agitação e homogeneização e a porosidade livre.

Temperatura

No decorrer do processo de compostagem, devido ao metabolismo aeróbio dos microrganismos, é libertado calor que, por sua vez, faz variar a temperatura do sistema (Gomes, 2001). Contudo, a produção de calor depende da velocidade a que a decomposição do substrato se processa, isto é, a capacidade dos microrganismos para crescer, metabolizar e sobreviver, e esta, depende de factores como o teor de humidade, a presença de oxigénio – arejamento e a razão ponderal C/N. Assim, a temperatura é um parâmetro fundamental no controlo do processo de compostagem e é considerado o mais crítico devido à sua influência nas taxas metabólicas e na estrutura da população microbiana (Brito, 2007).

O controlo da temperatura evita o efeito depressivo associado a temperaturas excessivamente elevadas, que inibem o crescimento da maioria dos microrganismos resultando num consequente abrandamento da taxa de degradação da matéria orgânica e de remoção da humidade. Como tal, este parâmetro é frequentemente usado para controlar a eficiência do processo de compostagem e tem sido a chave dos factores ambientais que afectam a actividade microbiana. O controlo da temperatura, segundo Bach *et al* (1987), pode ser conseguido ajustando o caudal de ar, de forma a remover o excesso de calor, por convecção e por arrefecimento provocado pela evaporação da humidade do substrato, conseguindo também deste modo encurtar o tempo de reacção. Em geral, para cada grupo de microrganismos existe uma temperatura ambiente óptima e qualquer desvio desse valor manifesta-se por um declínio no crescimento e na actividade deste (Gomes, 2001).

As fases do processo de compostagem são definidas sobretudo tendo como base a temperatura em que ocorrerem, isto é, a fase mesófila, termófila e de arrefecimento ou maturação. A fase mesófila não é uma fase crítica em relação à temperatura, uma vez que consiste num rápido crescimento e multiplicação dos microrganismos que resulta numa libertação de calor, pelo que os microrganismos são sucedidos por outros, não inviabilizando o processo. Assim, a contínua libertação de calor eleva a temperatura do sistema para valores na gama termófila, isto é, entre os 55°C a 60°C. O atingir destes valores de temperatura é um aspecto muito importante e necessário no processo de compostagem, isto porque, elevadas temperaturas actuam como um forte agente de

pasteurização, uma vez que a maior parte das espécies patogénicas são rapidamente eliminadas por efeito directo do calor sobre os constituintes vitais, tais como o DNA e as proteínas. Contudo, durante esta fase pode ocorrer um excesso de produção de calor que se não for removido faz com que sejam atingidas temperaturas superiores a 60°C, causando a auto-inibição da compostagem, pois as elevadas temperaturas impedem ou retardam o crescimento da maioria dos microrganismos residentes, diminuindo assim a decomposição da matéria orgânica. Como tal, a temperatura óptima para o processo de compostagem é uma integração, ou melhor, é um compromisso entre as temperaturas óptimas para as várias formas de microrganismos envolvidos no processo e, desta forma a decomposição é favorecida pela maior diversidade microbiológica. Deste modo torna-se imprescindível controlar a temperatura do processo, de modo a atingir os objectivos pressupostos na compostagem, sendo impossível dissociar os efeitos da temperatura, da evolução e da actividade microbiana (Gomes, 2001).

Os requisitos da Agência de Protecção Ambiental (*Environmental Protection Agency* – EPA) para uma redução significativa de organismos patogénicos são a de que, o substrato deve ser mantido a 40°C pelo menos durante 5 dias e a 55°C durante 4 horas. Uma redução adicional de patogénicos pode ser conseguida caso este período a 55°C seja prolongado durante 3 dias, nos sistemas com arejamento forçado, e 15 dias no caso das pilhas (Matos e Pereira, 2008).

Nakasaki *et al*, 1985 citado por Gomes (2001) realizaram diferentes ensaios de compostagem em condições isotérmicas controladas a 50°C, 60°C e 70°C, usando lamas resultantes de tratamento de efluentes domésticos, com e sem inóculo, tendo verificado:

- Um mesmo grau de conversão é mais rapidamente atingido nos ensaios a 60°C;
- A taxa específica de produção de CO₂ atinge o valor maior a 70°C, embora o número de células viáveis seja menor do que a 50°C e 60°C;
- A temperatura óptima deveria ser a que produz uma taxa máxima de produção de CO₂, conduzindo a um determinado grau de conversão o mais rapidamente possível, o que acontece para a temperatura de 60°C, e
- Só nos ensaios à temperatura de 50°C é que se verifica a influência da utilização de inóculo.

Os mesmos autores concluíram que quando um processo de compostagem autotérmico atinge os 60°C e é forçado a manter-se nesse patamar, podem detectar-se dois máximos de produção de CO₂, estando o primeiro associado à actividade das bactérias termófilas e o segundo à actividade dos actinomicetos termófilos. Por seu lado, os actinomicetos termófilos desenvolvem-se mais lentamente do que a maioria das bactérias e fungos, no entanto como são mais tolerantes a elevadas temperaturas tornam-se mais activos na parte final da fase termófila, onde as bactérias entram em declínio por falta de nutrientes e pelo stress criado pela temperatura. Concluiu ainda que os fungos raramente são encontrados em fases termófilas com temperaturas da ordem dos 60°C, pois a temperatura óptima para o seu crescimento situa-se entre os 45°C e 50°C (Gomes, 2001).

Humidade

Os microrganismos só podem assimilar nutrientes através das suas paredes celulares semi-permeáveis quando estes se encontram na forma dissolvida. Assim, para

que seja possível existir actividade microbiana, é necessário que o meio de crescimento possua uma certa quantidade em água (Gomes, 2001).

O teor de humidade³ óptimo para o processo de compostagem seria, teoricamente de 100%. Contudo, o valor prático é menor, sendo função da capacidade de arejamento do equipamento durante o processo e da natureza estrutural do substrato a ser compostado. Isto porque o oxigénio é fornecido aos microrganismos pela circulação de ar através dos espaços entre as partículas – interstícios. O tamanho dos interstícios é determinado pelo tamanho das partículas do substrato e a sua estabilidade é determinada pela capacidade de resistirem à compactação e consequente colmatação dos interstícios (Gomes, 2001).

Em teoria, seria então desejável conduzir o processo de compostagem como no caso de lamas activadas, fazendo o arejamento forçado numa suspensão orgânica saturada em água. No entanto, esta seria uma prática economicamente inviável (Matos e Pereira, 2008). Nem tal, é de facto necessário uma vez que o teor de humidade óptimo de um substrato a compostar deverá então ser o valor máximo admissível, que é variável, dependendo essencialmente do estado físico e do tamanho das partículas, situando-se assim na gama dos 50% a 60% (Gomes, 2001). O processo de compostagem, por seu lado, decorre de forma favorável desde que o teor de humidade não desça a valores inferiores a 50%, pois, nestas circunstâncias, os processos biológicos tendem a ser limitados por indisponibilidade de água (Matos e Pereira, 2008). Assim, o teor de humidade mínimo para o qual ainda existe actividade microbiana é de 12% a 15%, porém quanto mais próximo o teor de humidade do substrato a compostar estiver destes valores, mais lento se tornará o processo de compostagem. Para valores superiores a 60%, a água ocupa os espaços entre as partículas impedindo o ar de circular pelos interstícios e, deixa de haver oxigénio disponível para os microrganismos. Tal facto leva a que a difusão do oxigénio seja dificultada, criando condições desfavoráveis ao processo de compostagem, isto é, a massa de resíduos pode tornar-se anaeróbia, o processo é retardado e geram-se maus cheiros (Gomes, 2001).

Portanto o teor de humidade deverá ser determinado no arranque do processo de compostagem, na etapa anteriormente designada neste capítulo como a fase do pré-processamento do substrato e, se necessário ajustado para os valores considerados óptimos para o processo. Se o teor de humidade for inferior ao valor óptimo, a correcção pode efectuar-se por simples irrigação do substrato com água, ou misturando um outro resíduo orgânico de elevado teor em humidade. Disto é o exemplo da co-compostagem de resíduos. Por outro lado, se o teor de humidade for superior ao valor máximo admissível, várias opções se podem tomar para ajustar este parâmetro (Gomes, 2001):

- Reciclar substrato já compostado e seco;
- Adicionar um resíduo absorvente, com ou sem reciclagem de substrato compostado;
- Adicionar um reagente *bulking*⁴ para fornecer estrutura e porosidade ao substrato;
- Providenciar uma agitação constante através de equipamento mecânico, ou

³ É definido como a quantidade de água existente por unidade de massa de mistura húmida (em massa ou volume) (Marques, 2008).

⁴ Os reagentes com interesse para o processo de compostagem incluem o serrim, os cavacos, a palha, o junco, a casca de arroz, a borracha triturada, entre outros, sendo que no final do processo estes poderão ser recuperados por processos mecânicos, como a crivagem (Matos e Pereira, 2008).

- Secar o substrato ao ar ou em estufa, antes de compostar.

Para além da humidade que acompanha o substrato, o desenvolvimento do processo de compostagem forma também grandes quantidades de água, que, a menos que seja evaporada, contribui para encharcar o substrato através do preenchimento dos interstícios (Matos e Pereira, 2008). Assim, nem sempre o calor produzido pela actividade microbiana, juntamente com a elevada temperatura do meio, é suficiente para evaporar a água em excesso, ocorrendo portanto a formação de lixiviados com elevada carga orgânica, que necessitam de ser convenientemente tratados (Gomes, 2001).

O teor de humidade é portanto um parâmetro fundamental não só no processo de compostagem, mas também na qualidade do produto final. Um composto seco é mais fácil de manusear e não desenvolve maus cheiros quando armazenado, logo a secagem é um passo essencial no condicionamento ou utilização do composto, se se tiver em vista uma boa armazenagem e comercialização. Ainda, o teor de humidade e o arejamento estão perfeitamente inter-relacionados em termos de remoção do ar dos interstícios pela água, levando à compactação e diminuição da estabilidade da estrutura do substrato (Gomes, 2001).

Presença de oxigénio – arejamento

A compostagem é um processo biológico essencialmente aeróbio, sendo a necessidade de oxigénio obrigatória para o metabolismo dos microrganismos (Gomes, 2008). Ora, a presença deste oxigénio é feita através do fornecimento de ar ao substrato a compostar, de modo a assegurar o oxigénio necessário à actividade microbiana e, ao mesmo tempo, sem que este se torne um factor limitante durante o processo de compostagem (Gomes, 2001). Assim a concentração de oxigénio do ar no interior do substrato em compostagem deve manter-se acima de 5% mas não ultrapassar 15% para evitar perdas de calor. Conhecendo a composição química dos sólidos orgânicos e o seu grau de degradação durante o processo de compostagem, é possível prever o consumo de oxigénio através de cálculos estequiométricos. Assim, a necessidade de oxigénio estequiométrico para a oxidação dos compostos orgânicos pode variar entre $1,0 \text{ gO}_2.\text{gSV}^{-1}$ para resíduos altamente oxigenados, tais como a celulose, até $4,0 \text{ gO}_2.\text{gSV}^{-1}$ para hidratos de carbono saturados (Haug, 1980). Sabendo a fracção de oxigénio no ar é, portanto, fácil de determinar a necessidade de ar estequiométrico.

Porém, em qualquer processo de compostagem deve sempre fornecer-se um excesso de ar relativamente às necessidades estequiométricas, de forma a assegurar condições completamente aeróbias, o que geralmente é avaliado em termos de concentrações de oxigénio nos gases de exaustão. Assim, a concentração de oxigénio residual que se deve manter nos gases de exaustão, tem que ser suficiente para assegurar a difusão do oxigénio até aos espaços vazios no interior das partículas (Gomes, 2001).

Mas o arejamento do sistema não tem apenas a função de fornecer oxigénio necessário à actividade microbiana, tem também a função de remover o calor em excesso durante o processo de compostagem (Gomes, 2001). Consequência das altas temperaturas, nas quais decorre o processo de compostagem, verifica-se que as taxas das reacções bioquímicas aumentam exponencialmente com o aumento da temperatura (Haug, 1993). No entanto, quando o valor da temperatura é demasiado elevado, este parâmetro tornar-se limitante e pode conduzir ao colapso térmico. Como tal, para manter a temperatura do

processo numa gama óptima para a população microbiológica, o aumento do fornecimento de ar consegue, conjuntamente, aumentar a taxa de remoção do calor e desta forma evitar temperaturas excessivas (Gomes, 2001). Considerando que o oxigénio liberta cerca de $3260 \text{ cal.gO}_2^{-1}$, através da estequiometria consegue-se estimar a quantidade de calor libertada ao longo do processo de compostagem (Haug, 1993). Esta quantidade de calor libertada pela decomposição da matéria orgânica não só eleva a temperatura do ar seco e do vapor de água da corrente de arejamento até à temperatura de saída, como fornece o calor latente de vaporização e aquece a água evaporada do substrato em compostagem até à temperatura dos gases de saída. A sua remoção é efectuada principalmente pela corrente gasosa húmida e quente que abandona o sistema, sendo insignificantes os efeitos da radiação e da condução. Durante o arejamento cerca de 90% do calor é removido por via do mecanismo de vaporização e o restante na forma de calor sensível (Gomes, 2001).

A outra função do arejamento durante a compostagem aeróbia, e simultaneamente uma consequência, é a remoção da água em excesso que promove valores para o teor de humidade elevados (Gomes, 2001). Ao entrar em contacto com o substrato em compostagem, o ar fornecido ao processo é aquecido. Como a quantidade de vapor de água contido no ar saturado aumenta exponencialmente com a temperatura, se as condições termófilas forem mantidas, podem ser removidas quantidades apreciáveis de vapor de água durante o processo. Por sua vez, o ar que abandona o substrato húmido em compostagem pode considerar-se como estando saturado e à temperatura desse substrato (Haug, 1993).

De um modo geral, a quantidade de ar necessário para a remoção de calor é superior à necessária para garantir o oxigénio estequiométrico ou a secagem do substrato. Assim, excepto nas situações em que o substrato tem um elevado teor em humidade, desde que esteja assegurado o controlo da temperatura do substrato em compostagem, está automaticamente assegurado o fornecimento de oxigénio para a respiração microbiológica, não havendo o perigo de a quantidade de oxigénio se tornar limitante, ou de o sistema arrefecer exageradamente diminuindo a taxa de actividade microbiana (Gomes, 2001).

Uma vez que a presença de oxigénio é de extrema importância no processo de compostagem, torna-se importante analisar o design do equipamento de arejamento de forma a existir a renovação do ar a uma taxa suficiente para que o oxigénio esteja sempre disponível. Assim, a forma como o ar é fornecido, pode ser feita usando duas técnicas distintas: fazendo as partículas moverem-se através da massa de ar ou, mantendo as partículas paradas, fazendo o ar circular entre elas. Enquanto a primeira corresponde à agitação mecânica, a segunda diz respeito à ventilação (Marques, 2008). A agitação mecânica apresenta algumas desvantagens, tais como, uma maior dificuldade de manutenção do oxigénio residual no caso de a agitação não ser contínua e, como consequência apresenta maiores custos de operação no caso de o ser. Ainda, a agitação contínua é prejudicial para alguns microrganismos, como por exemplo os fungos filamentosos, característicos do processo (Gomes, 2001). Segundo Sylla *et al* (2006), a ventilação pode ser natural passiva ou forçada. No caso da ventilação passiva, o recurso à convecção natural é considerado como uma alternativa interessante para a compostagem sustentável em áreas rurais, uma vez que não requer equipamentos complexos, revolvimentos ou dispositivos de arejamento. Porém, os mesmos autores constataram que o arejamento proporcionado por este tipo de sistemas é reduzido e ineficaz, conduzindo a taxas de biodegradação baixas. Relativamente à ventilação forçada, contínua, é um sistema que mantém o nível de oxigénio residual satisfatório e, aumenta a rapidez da reacção. Este pode ser conduzido por sucção ou por insuflação. No entanto, este último tem-se revelado

mais eficiente na remoção de calor e vapor de água, apresentando uma degradação mais rápida e um produto final de melhor qualidade (Gomes, 2001).

Granulometria

No processo de compostagem, partículas de menores dimensões proporcionam uma maior área de contacto com o ar, pelo que permite a ocorrência de velocidades de reacção mais elevadas. Contudo, estas partículas apresentam uma maior tendência para se aglomerarem e formarem agregados quando o teor de humidade é elevado, provocando dificuldades à acessibilidade de oxigénio (Matos e Pereira, 2008).

Como tal, o substrato deve ser triturado no início do processo para valores compreendidos entre 2 a 7 cm de tamanho para assegurar uma boa transferência de massa (oxigénio) e de calor (uniformidade de temperatura). Se o substrato a compostar provocar problemas de colmatção, como é o exemplo das lamas provenientes das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) ou de entre o mesmo tipo, será necessário juntar um reagente *bulking*, que é um substrato orgânico ou inorgânico de dimensões suficientes para fornecer um suporte estrutural e conferir uma certa porosidade ao substrato quando adicionado. Por vezes é necessária a separação e reutilização do reagente *bulking*, devido aos grandes volumes vulgarmente usados e aos elevados custos que lhes estão associados, como é o exemplo dos cavacos (Matos e Pereira, 2008).

Revolvimento e homogeneização

O revolvimento do substrato em compostagem visa por um lado esboroar agregados de matéria orgânica que dificultam o acesso do oxigénio ao seu interior, e por outro, proporcionar ao substrato da periferia, em especial na compostagem por pilhas, a possibilidade de sofrer a elevação da temperatura necessária à sua sanitização. A intensidade do revolvimento, que corresponde ao número de vezes que o substrato em compostagem é revolido, está dependente do teor de humidade, pois quanto maior for o teor de humidade maior é a urgência de agitação. As necessidades de revolvimento do substrato em compostagem e o modo como esta está a evoluir, podem ser avaliadas a partir de indicadores, como é o exemplo dos maus cheiros. No caso das pilhas estáticas em compostagem ao ar livre, aplica-se geralmente os critérios descritos na tabela seguinte, Tabela 2 (Matos e Pereira, 2008).

Tabela 2 - Critérios de revolvimento das pilhas em função da humidade do substrato

Humidade [%]	Frequência de revolvimento [dias]	Número de revolvimentos
>70	Diária até humidade <70	-
60-70	2	5
40-60	3	4
<40	Adicionar água	-

Após o revolvimento a temperatura pode baixar cerca de 10°C, embora passadas poucas horas seja novamente recuperada. O revolvimento tem ainda o efeito de evitar a colmatção dos interstícios por condensação de vapor de água nas zonas mais frias. Se o

tempo não for uma variável restritiva então os intervalos de tempo entre os revolvimentos sucessivos poderão ser dilatados. O mesmo se aplica quando se pretende conservar o azoto, pois o revolvimento favorece as perdas por volatilização de amónia (Matos e Pereira, 2008).

Por outro lado, quando nos referimos à compostagem em reactores, as condições de operação são monitorizadas e controladas, e assim, caso seja necessário estas poderão ser alteradas. Nestes casos, as necessidades de revolvimento do substrato em compostagem são na maior parte das vezes desnecessárias, uma vez que teoricamente, o processo decorre em condições favoráveis de humidade, temperatura e presença de oxigénio.

Porosidade livre

A difusão do ar através do substrato em compostagem está relacionada com a estrutura da matriz. Esta, por seu lado, é definida como uma aglomeração de partículas sólidas, de maiores ou menores dimensões, que contêm nos interstícios quantidade variáveis de água líquida e ar. Quando os interstícios estão completamente preenchidos com água, o substrato apresenta um comportamento “plástico”, isto é, comporta-se como uma lama. Nestas circunstâncias, a transferência de oxigénio é extremamente restrita e o processo de compostagem torna-se impraticável. Para obviar este problema é essencial manter os interstícios livres, o que é difícil de conseguir quando o teor de humidade é elevado e o substrato apresenta pouca estrutura (Matos e Pereira, 2008).

Percebe-se então, que o conteúdo óptimo em humidade, o tamanho das partículas e a estrutura física de um dado substrato devem estar relacionados com a manutenção de uma porosidade mínima, porosidade livre ou fracção de vazios (*Free Air Space* – FAS). Este óptimo representa um compromisso entre os requisitos de humidade dos microrganismos e as necessidades de fornecimento de oxigénio em quantidade adequada (Matos e Pereira, 2008). Assim, o conceito de porosidade livre relaciona a densidade específica, a massa total e a massa seca de um resíduo orgânico com o volume livre ou de vazios e, representa na prática o espaço total livre para o ar. Pode ser determinada desde que sejam conhecidas as densidades *bulk*⁵ e real⁶ e o teor de humidade (Gomes, 2001).

Como tal, no processo de compostagem o valor da porosidade livre deve ser mantido a cerca de 30%. Abaixo deste valor a circulação de ar é restringida pela compactação e pela humidade excessiva. Contudo, e como já foi mencionado anteriormente neste capítulo, é possível aumentar o valor da porosidade livre através da adição de um reagente de porosidade, que serve para conferir estrutura ao substrato em compostagem, aumentando o tamanho dos vazios e permitindo que a movimentação do ar através da mistura ocorra mais facilmente. O uso deste agente de porosidade seco é vantajoso, uma vez que a humidade do resíduo será absorvida, criando assim condições favoráveis ao processo de compostagem. Por outro lado, valores superiores a 35% provocam deficiência no conteúdo em humidade no substrato (Haug, 1980). Contudo, será

⁵ A massa específica *bulk*, ou do substrato, refere-se à massa volúmica do substrato como um todo e determina-se num cilindro plástico com uma razão altura/diâmetro igual à do sistema reaccional (Gomes, 2001).

⁶ A massa específica real, ou do sólido, refere-se à massa volúmica da matriz sólida e a sua determinação exige que o fluido de deslocamento penetre os poros, o que é conseguido por desgasificação através do vácuo, de ebulição ou de ultra sons (Gomes, 2001).

sempre necessário determinar a quantidade de agente de porosidade a adicionar, de modo a otimizar a eficiência do processo (Gomes, 2001).

Em resumo, o processo de compostagem, em especial a compostagem acelerada (reactores), para atingir elevadas eficiências, deve ser controlado dentro dos seguintes limites de parâmetros operacionais (Matos e Pereira, 2008):

- Granulometria: 2 a 7 cm;
- Razão ponderal C/N: 30 a 50, e conter o mínimo de outros nutrientes;
- Teor de humidade: 45% a 60%, sendo 55% o valor óptimo;
- Temperatura: 50°C a 70°C, porém considerando que esta varia em função da actividade microbiana;
- pH: 5,5 a 8,0;
- Uma agitação suave ou lenta para homogeneização, e
- Um caudal de ar tal que a concentração de oxigénio não desça dos 10% (v/v) (no mínimo).

2.4. VANTAGENS E LIMITAÇÕES DA COMPOSTAGEM

O principal objectivo do processo de compostagem é de transformar os materiais biodegradáveis orgânicos num substrato biologicamente estável, que não seja susceptível de repentina evolução biológica, maturado e que seja passível de ser usado na agricultura como correctivo orgânico dos solos (Santos, 2007).

A compostagem, como qualquer outra técnica de tratamento de resíduos, apresenta vantagens e limitações, perfeitamente reconhecidas. Contudo, as vantagens intrínsecas deste processo de reciclagem orgânica de resíduos só são susceptíveis de existirem se os processos escolhidos forem adequados, pois caso tal não se verifique as vantagens do processo serão apenas parciais e, daí resultar um produto de baixa qualidade (Marques, 2008). Assim, uma das vantagens a citar é o facto de ser um processo que pouco exige do ponto de vista tecnológico, nomeadamente a necessidade de requerer pouca quantidade de energia externa e, de possuir um controlo técnico relativamente simples, o que, entre outras coisas, o torna um processo de baixo custo de investimento e operação, e por isso de uma forma geral, economicamente viável. Contudo, do ponto de vista energético, o processo de compostagem é pouco interessante na medida em que não existe tecnologia capaz de aproveitar a energia de baixa temperatura gerada no processo (Santos, 2007).

Por outro lado, no fim do processo de compostagem existe a produção de um produto final, o composto, com características de sanitização tais que todas as formas patogénicas são eliminadas devido à produção de calor verificada durante o processo. Este pode ser utilizado como fertilizante natural não contaminando os lençóis freáticos, exemplo do que acontece com o uso dos fertilizantes químicos (Santos, 2007). Porém, o tempo necessário para a obtenção deste composto com as características desejáveis é maior do que nos outros processos, e este aspecto faz com que a aceitação deste no mercado não esteja ainda assegurada (Matos e Pereira, 2008).

Relacionado com a estratégia de gestão de resíduos, ENRRUBDA, o processo de compostagem permite a redução da quantidade, de RUB depositados em aterro, não só porque podem ser utilizados para outros fins, não indo para aterro, mas também porque no processo os resíduos sofrem uma redução no volume da ordem dos 20% a 40% (Matos e Pereira, 2008), o que significa uma menor necessidade de espaço em aterro para estes

resíduos (Santos, 2007), e que devido ao grau de estabilização existe uma redução na formação de lixiviados que podem contaminar as águas subterrâneas e superficiais, e na formação de gases que têm que ser devidamente tratados. Apesar de existir uma redução da massa e do volume, e das consequentes vantagens que dizem respeito à deposição em aterro, esta redução quando comparada com a redução conseguida com outros processos é muito baixa, mas isto no caso de se considerar como objectivo da compostagem a eliminação de resíduos e não a sua valorização (Matos e Pereira, 2008). É de salientar que associado a qualquer estação de compostagem ou outro processo de gestão, é necessário existir um aterro de apoio, tanto para deposição de resíduos não biodegradáveis ou não recicláveis, como para fazer face a situações de emergência, em que ocorram avarias no sistema de tratamento, ou este se encontre em manutenção por longos períodos de tempo (Portal Biológica, 2009).

Do ponto de vista técnico, o processo de compostagem exige uma maior necessidade de área de terreno disponível, comparativamente a outros processos de tratamento (Santos, 2007). A produção de maus cheiros, em caso de um mau funcionamento por parte do sistema, a exigência de mais tempo para a obtenção de um produto final de boa qualidade e a maior utilização de mão-de-obra, o que em certas circunstâncias poderá não ser uma desvantagem, mas exactamente o contrário, por absorver mão-de-obra quase sempre não especializada, serão outros aspectos limitantes deste processo (Vitoriano e Pedrosa, 2008). Porém, e apesar de existirem já soluções para o problema que é a produção de maus cheiros, isso representa um custo adicional a ter em consideração (Matos e Pereira, 2008). Do ponto de vista ambiental a valorização orgânica apresenta claras vantagens sobre a incineração, uma vez que produz muito menos emissões atmosféricas, nomeadamente a emissão de CO₂, reduz significativamente o volume da fracção biodegradável, permite o aproveitamento da matéria orgânica para utilização agrícola e recuperação de solos, não produz resíduos perigosos e permite alcançar uma taxa global de reciclagem de 75% (Santos, 2007).

Os potenciais impactes dos sistemas biológicos de tratamento de resíduos, incluindo o seu potencial de poluição e a contribuição para as alterações climáticas têm sido considerados na última década. Neste âmbito, Amlinger *et al* (2008) realizaram estudos nos quais foram monitorizadas as emissões de CO₂, NH₃, CH₄ e N₂O em diferentes sistemas de compostagem, de modo a determinar a contribuição deste processo para a emissão dos Gases com Efeito de Estufa (GEE). Assim, em qualquer um dos sistemas de compostagem verificou-se que este processo contribui muito pouco para os inventários nacionais de GEE, gerando apenas entre 0,01% a 0,06% das emissões globais. Contudo tais resultados implicam que a matriz inicial tenha determinadas características, tais como a razão ponderal C/N superior a 25 e inferior a 35, o teor de humidade inicial deve ser entre 65% a 70% e manter-se nos 50% ao longo do processo, um bom arejamento, entre outros. Porém, já antes os autores Komilis e Ham (2006) haviam realizado estudos sobre quais dos três principais componentes biodegradáveis da fracção de RSU, nomeadamente, a mistura de papéis, os resíduos de jardim e os restos de alimentos, era o principal responsável pelas maiores emissões de CO₂ e NH₃ durante o processo de compostagem. Assim, como resultados, estes autores concluíram que os restos alimentares foram de longe os que originaram maiores valores de produção destes gases, seguido dos resíduos de jardim e da mistura de papéis.

Por outro lado, é de salientar que o composto resultante do processo de compostagem deve apresentar um determinado nível de qualidade para poder ser aplicado

no solo e assim combater alguns dos problemas que este possui. Porém, na maioria das vezes, os solos que necessitam deste composto não se encontram próximos do local onde o composto é produzido, o que implica que sejam gastos recursos no seu transporte até ao destino final, nomeadamente, no combustível, o que provoca impactes no meio ambiente.

CAPÍTULO 3 – COMPORTAMENTO DO RESÍDUO PAPEL NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

3.1. PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM PORTUGAL

Considerando a definição de Resíduo Urbano (RU), e segundo o Decreto-Lei n.º 178/2006 de 5 de Setembro, este é o resíduo proveniente de habitações bem como outro resíduo que, pela sua natureza e composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações. É usual a correspondência das designações RU/RSU, tratando-se de uma terminologia abrangente que reporta a uma mistura de componentes tendo como referência os de origem doméstica. Engloba ainda resíduos provenientes do sector de serviços ou de estabelecimentos comerciais ou industriais e de unidades prestadoras de cuidados de saúde com uma natureza ou composição afim dos domésticos (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009c).

Antes da Revolução Industrial a variedade de produtos era muito menor, pois hoje em dia, se olharmos à nossa volta, a diversidade de produtos é enorme, levando a uma grande produção de resíduos. Se pensarmos um pouco, quase tudo o que fazemos no nosso dia-a-dia produz resíduos, tais como, a embalagem de iogurte, a garrafa de água, o bilhete de autocarro, o lenço de papel, entre outros, e a esta produção deve-se também ao facto de o prazo para utilização de produtos ser cada vez menor, isto é, as próprias embalagens são feitas com o propósito de durarem pouco tempo antes de serem deitadas fora (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009d).

Por toda a Europa verifica-se uma produção elevada de resíduos, tendo, na maior parte dos países, aumentado nos últimos anos, como se pode observar na Figura 3 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009d), sendo que o nosso País não é excepção, como se pode constatar pela Figura 4 (PERSU II, 2007).

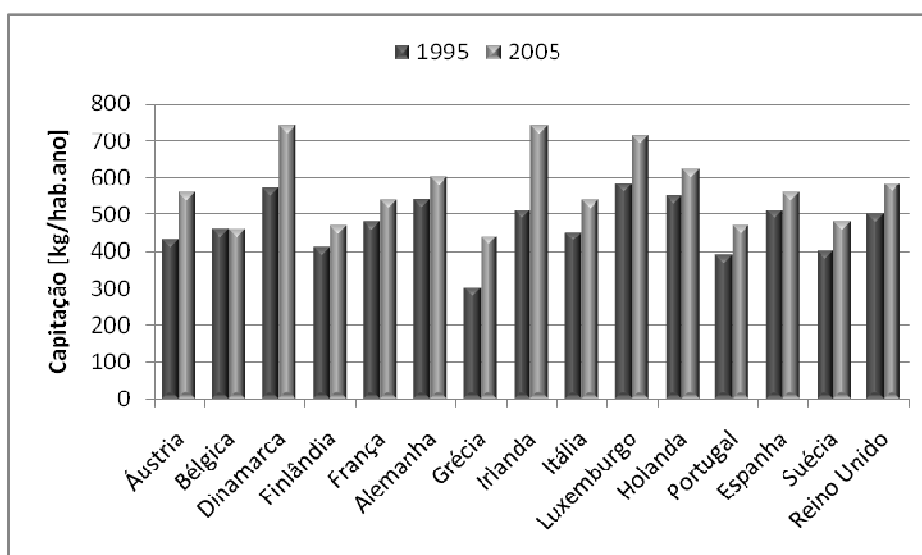


Figura 3 – Evolução da captação de RSU na Europa dos 15 em 1995 e 2005 (adaptado do Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, 2009)

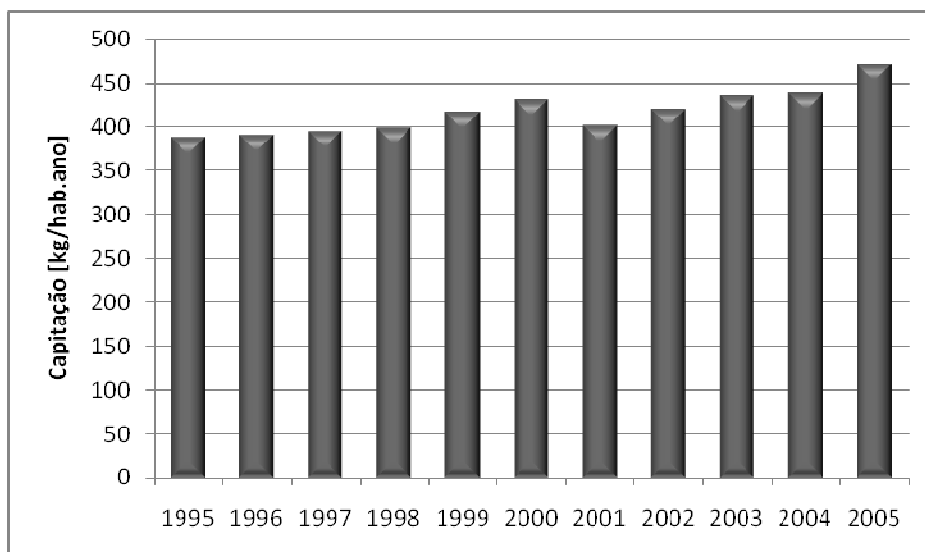


Figura 4 – Evolução da capitação de RSU em Portugal entre 1995 e 2005 (adaptado do PERSU II)

Porém, nos últimos anos verificou-se um aumento na produção de RSU, acentuando a dificuldade de os tratar convenientemente. De acordo com o Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, em Portugal, cada cidadão produzia em 2005, em média, 1,29kg de resíduos por dia, ou seja, cerca de 470,85kg de resíduos por ano. Contudo, além da produção de resíduos é também importante conhecer a sua composição física, pois esta diz-nos que materiais fazem parte dos nossos resíduos, sendo estes agrupados por tipos e a sua quantidade expressa em percentagens médias. Na figura seguinte, Figura 5, pode observar-se a respectiva composição física dos RSU em Portugal onde se verifica que as maiores quantidades correspondem à matéria orgânica e ao papel e cartão (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009c,d).

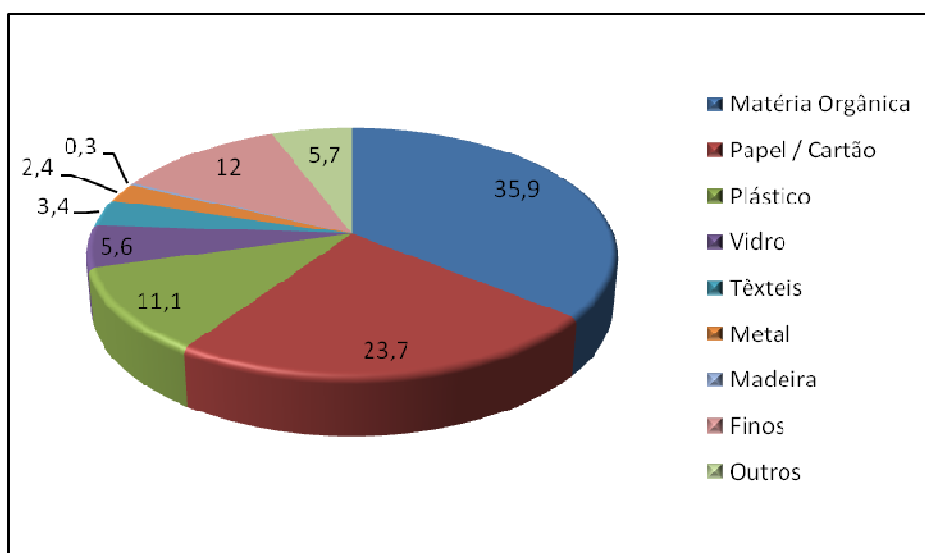


Figura 5 – Composição física típica dos RSU em Portugal (adaptado do Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos, 2009)

Assim, e com uma percentagem de 35,9%, cada uma de nós produz por ano cerca de 169,04kg de matéria orgânica, isto é, três vezes superior ao seu peso.

Em Portugal a gestão dos RSU, até há bem pouco tempo, baseava-se na simples recolha indiferenciada e a sua deposição em lixeira ou na melhor das hipóteses em aterro. A saúde e a segurança, ao longo da história, têm sido as maiores preocupações em relação à gestão de resíduos. O aumento de produção de resíduos devido ao desenvolvimento económico, crescimento demográfico e consumismo fez com que a gestão e o tratamento dos resíduos produzidos tenham assumido uma importância crescente, assim, para além dos factores saúde e segurança, a gestão de resíduos tem associada três grandes áreas de preocupação, a conservação dos resíduos, os riscos ambientais associados aos sistemas de RSU e a necessidade de alteração de comportamentos e co-responsabilização de todos os agentes envolvidos. Deste modo, torna-se relevante na perspectiva da gestão ambiental, a selecção de um tipo de tratamento adequado às características dos resíduos a tratar e a hierarquização das opções de tratamento dos resíduos (Santos, 2007).

3.1.1. Origens dos resíduos orgânicos

Os resíduos classificados como orgânicos são todos aqueles materiais que apresentam uma constituição propícia à biodegradação natural, devendo ser excluídos os produtos de papel e derivados que apresentem condições adequadas à reciclagem. Os resíduos biodegradáveis, nomeadamente resíduos alimentares, de jardim, lamas de depuração ou papel contaminado, são constituídos por matéria putrescível, passível de degradação aeróbia (presença de oxigénio) ou anaeróbia (ausência de oxigénio). Os resíduos biodegradáveis têm origem nos mais diversos sectores de actividade humana, desde o sector doméstico, o comércio, a restauração, a indústria agro-alimentar, as estações de tratamento de águas residuais, as explorações agro-pecuárias, até à limpeza de jardins e arruamentos. Nesse sentido, pode afirmar-se que a grande maioria dos resíduos orgânicos produzidos se encontram inseridos em duas classificações principais, nos RSU e nos Resíduos Industriais Banais⁷ (RIB) (Portal Biológica, 2009).

Os RSU são resíduos sólidos produzidos em qualquer ramo de actividade da economia, desde que a produção diária não exceda os 1100 litros por produtor. Nesta classe estão englobados o sector doméstico e a maioria dos cafés, dos restaurantes, das lojas de retalho, entre outros. Os RSU recolhidos actualmente são constituídos por uma considerável fracção de matéria orgânica, denominada RUB. Por outro lado, os resíduos industriais correspondem aos resíduos gerados em actividades industriais assim como os que resultam de actividades de produção e distribuição de electricidade, gás e água. Neste caso, o produtor tem que assumir a responsabilidade de gestão dos mesmos, encaminhando-os para o método de tratamento adequado. A percentagem de matéria orgânica presente nestes resíduos depende em muito do sector produtor, sendo relevante, por exemplo, na indústria agro-alimentar (Portal Biológica, 2009).

Aos problemas inerentes ao processamento de grandes volumes de RSU, acresce o facto de estes terem potencial poluente, pois e, uma vez já referido anteriormente, cerca de 35,9% dos RSU produzidos em Portugal constituem a fracção orgânica facilmente

⁷ Resíduos gerados em actividades industriais, bem como os que resultem das actividades de produção e distribuição de electricidade, gás e água, desde que sejam considerados não perigosos (Portal Biológica, 2009).

biodegradável (RUB) que, quando não tratada, é substrato ideal para a proliferação de vírus, bactérias protozoários, fungos e vermes. Deste modo, torna-se relevante na perspectiva da gestão ambiental o tratamento/valorização dos Resíduos Orgânicos Biodegradáveis (ROB). Os ROB são definidos como sendo resíduos cuja composição é maioritariamente orgânica e que podem ser degradados por processos bioenergéticos aeróbios ou anaeróbios. Abrangendo esta definição outros tipos de resíduos biodegradáveis que não sejam apenas de origem urbana (RUB), como por exemplo, os resíduos agrícolas, florestais agro-industriais, pecuárias, pesca, aquacultura, e relacionados, excluindo os resíduos de plásticos, de embalagens, de produtos fitofarmacêuticos, de produtos de limpeza e desinfecção, de medicamentos veterinários, de embalagens de madeira, resíduos provenientes de maquinarias (Santos, 2007).

3.1.2. Caracterização dos materiais em compostagem

No processo de compostagem é frequente utilizar uma mistura de materiais ricos em carbono com outros ricos em azoto, uma vez que os primeiros fornecem a matéria orgânica e a energia para a compostagem e os materiais azotados aceleram o processo, porque o azoto é necessário para o crescimento dos microrganismos (Brito, 2007).

Assim, e entre os materiais que podem ser usados na compostagem, designados de compostáveis, temos a fracção de castanhos que têm elevado teor em carbono, e são exemplos os materiais lenhosos como a casca de árvores, as aparas de madeira, serradura, as podas dos jardins, folhas secas e agulhas das árvores, palhas e fenos, relva e erva seca, pequenas quantidades de cinza de madeira e o papel. Por outro lado, temos a fracção de verdes que contêm elevado teor em azoto, e são exemplos as cascas de batata, legumes, cascas de fruta, borras de café, restos de pão, arroz, massa, cascas de ovos esmagadas, folhas e sacos de chá, cereais, restos de comida cozinhada, folhas verdes, estrumes animais, solo, restos de vegetais hortícolas, erva, entre outros (Carvalho, 2009). De forma genérica, os materiais vegetais frescos e verdes tendem a ser mais ricos em azoto do que os materiais secos e acastanhados, uma vez que o verde resulta da clorofila que tem azoto enquanto o castanho resulta da ausência de clorofila (Brito, 2007). Contudo, existem materiais que não podem ser usados no processo de compostagem, designados não compostáveis e, estes incluem a carne, o peixe, os lacticínios e gorduras, porque rançam e são difíceis de digerir (Carvalho, 2009).

No processo de compostagem o substrato não deve conter vidros, plásticos, tintas, óleos, metais, pedras, entre outros. Os materiais usados no processo não devem conter ainda um excesso de gorduras (porque podem libertar ácidos gordos de cadeia curta como o acético, o propiónico e o butírico, os quais retardam a compostagem e prejudicam o composto), ossos inteiros (os ossos só se devem utilizar se forem moídos), ou outras substâncias que prejudiquem o processo de compostagem. O papel pode ser utilizado mas em quantidades praticáveis, sendo que, o papel encerado deve ser evitado por ser de difícil decomposição e o papel de cor tem que ser banido pois contém metais pesados (Brito, 2007).

Outra característica que é fundamental para o processo de compostagem, e uma vez referida no capítulo anterior, é a dimensão das partículas dos materiais. O processo de decomposição inicia-se junto à superfície das partículas, onde exista oxigénio difundido na película de água que as cobre, e onde o substrato seja acessível aos microrganismos e às suas enzimas extra-celulares. Como as partículas pequenas têm uma superfície específica

maior estas serão decompostas mais rapidamente desde que exista condições de arejamento, temperatura e humidade adequadas. Assim, quanto menor for o tamanho das partículas, maior é a sua superfície específica, e portanto, mais fácil é o ataque microbiano ou a disponibilidade biológica das partículas mas, em contrapartida, aumentam os riscos de compactação e de falta de oxigénio (Brito, 2007).

3.2. RESÍDUO PAPEL NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Desde os tempos mais remotos e com a finalidade de representar objectos inanimados ou em movimento e a necessidade de arquivar e transmitir informação, o Homem vem desenhando nas superfícies dos mais diferentes materiais (Recipac, 2006a). Nesta actividade, tão intimamente ligada ao raciocínio, utilizou, inicialmente, as superfícies daqueles materiais que a natureza oferecia praticamente prontos para seu uso, tais como paredes rochosas, pedras, ossos, folhas de certas plantas, entre outros. Acompanhando o desenvolvimento da inteligência humana, as representações gráficas foram-se tornando cada vez mais complexas, passando desse modo a significar ideias. Este desenvolvimento, ao permitir, também, um crescente domínio das circunstâncias através de utensílios por eles criados, levou o Homem a desenvolver suportes mais adequados para as representações gráficas (Wikipédia, 2009). Com esta finalidade, a história regista o uso de tabletes de barro cozido, tecidos de fibras diversas, papiros, pergaminhos e, finalmente, papel, que ainda hoje, apesar dos progressos, se mantém como base fundamental da fixação do conhecimento humano (Recipac, 2006a).

A maioria dos historiadores concorda em atribuir a Ts'ai Lun da China a primazia de ter feito papel por meio da polpação de redes de pesca e trapos, e mais tarde usando fibras vegetais. Este processo consistia em um cozimento forte de fibras, após serem batidas e esmagadas. A pasta obtida pela dispersão das fibras era depurada e a folha, formada sobre uma peneira feita de juncos delgados unidos entre si por seda ou crina, era fixada sobre uma armação de madeira. Conseguia-se formar a folha celulósica sobre este molde, mediante uma submersão do mesmo na tinta contendo a dispersão das fibras ou mediante o despejo da certa quantidade da dispersão sobre o molde ou peneira. Precedia-se a secagem da folha, comprimindo-a sobre a placa de material poroso ou deixando-a pendurada ao ar. Os espécimes que chegaram até os nossos dias provam que o papel feito pelos antigos chineses era de alta qualidade, que permite, até mesmo, compará-los ao papel feito actualmente (Wikipédia, 2009).

Em Portugal, o documento mais antigo data de 1288, sendo contudo o seu fabrico iniciado em Leiria no ano de 1411. Seguiram-se outras fábricas, mas o país continuava a importar papel, vindo de França e Itália. Foi então a partir da fábrica da Lousã, em 1716, que a indústria do papel se expandiu, aumentando não só a produção mas também a qualidade (Recipac, 2006a).

Para além da função que está intuitivamente ligada ao papel, o Homem consoante as suas necessidades manobrou o processo de fabrico, a forma e composição química e física do papel de modo a obter uma maior funcionalidade a este. Assim hoje em dia, pode-se assistir a uma presença mais diversificada deste material em vários campos, como forma de transporte (sacos de papel, caixas de papelão e cartão, entre outros), de higiene (guardanapos, rolos e toalhas de cozinha, WC, lenços de papel, entre outros), na culinária e desenho (papel vegetal), na comunicação e divulgação (jornais, revistas, agendas, panfletos, cartazes, entre outros), no lazer e recordação (quadros, papel fotográfico, entre

outros), na educação (livros, nomeadamente os escolares) e muitos mais (Wikipédia, 2009).

No início da chamada "era dos computadores", previa-se que o consumo de papel diminuiria bastante, pois ele teria ficado obsoleto, no entanto, esta previsão foi desmentida na prática, pois a cada ano que passa o consumo de papel tem sido cada vez maior. É facto que os escritórios têm consumido muito mais papel após a introdução de computadores e, isso pode ter ocorrido tanto porque, com os computadores, o acesso à informação aumentou muito, quanto pela facilidade do uso de computadores e impressoras, o que permite que o uso do papel seja menos racional que outrora, nomeadamente a escrita à mão ou à máquina dactilográfica, uma vez que exigia muito mais esforço, diminuindo o ímpeto de gastar papel com materiais inúteis (Wikipédia, 2009). O uso excessivo de papel é também um problema nos outros campos mencionados anteriormente, nos quais a sua utilização é necessária, porém, deve ser feita de forma razoável e essencial. Tal facto deve-se a um uso cada vez mais irracional e excessivo por parte do Homem, derivado de uma sociedade cada vez mais consumista. Exemplo disso temos o uso exagerado e desnecessário de quantidades enormes de papel na indústria alimentar, muitas vezes relacionadas apenas com questões de marketing e, que se traduzem num aumento deste material como um resíduo.

O papel possui uma estrutura porosa e é constituído basicamente por uma tecitura de matérias fibrosas que no decorrer do processo de fabrico são sujeitas, na maioria dos casos, às operações de refinação, carga e colagem. As fibras usadas na fabricação do papel requerem algumas propriedades especiais, como alto conteúdo de celulose, baixo custo e fácil obtenção, razões pelas quais as mais usadas são as de natureza vegetal, as celulósicas (Recipac, 2006a). Assim, o material mais usado é a polpa de madeira de árvores, principalmente as pertencentes ao género *Pinus*, pelo preço e maior comprimento da fibra que se traduz numa maior resistência, e ao *Eucalyptus*, pelo crescimento acelerado da árvore. Antes da utilização da celulose em 1840, pelo alemão Keller, outras fibras de origem animal, mineral ou sintética, como a lã, a seda, o algodão, o linho e o cânhamo eram utilizadas na confecção do papel. Actualmente, os papéis feitos de fibras de algodão são usados em trabalhos de restauração, de arte e artes gráficas, tal como o desenho e a gravura, que exigem um suporte de alta qualidade (Wikipédia, 2009).

Um dos principais objectivos da fabricação de papel é reduzir o conteúdo de lenhina presente na madeira, uma vez que papéis com teor ainda alto de lenhina, entre 1/3 a 1/4 da massa da madeira, como o usado para a fabricação do papelão e jornal, ficam amarelados facilmente devido à degradação desta com o ar, logo, a lenhina deve ser quase totalmente extraída antes da fase do branqueamento do papel. Para se transformar a madeira em polpa, que é a matéria-prima do papel, é necessário separar os principais constituintes da madeira, isto é, a lenhina, a celulose e a hemicelulose (Wikipédia, 2009). Nos últimos 20 anos, a indústria papeleira, com base na utilização da celulose como matéria-prima para o papel, teve notáveis avanços, no entanto, as cinco etapas básicas de fabricação do papel mantêm-se e são elas (Irani, 2009):

- Estoque de cavacos: a madeira de *Pinus* e de *Eucalyptus* são as matérias-primas mais comumente utilizadas na fabricação de papel. Após o corte, as toras são descascadas, dando origem aos cavacos que geram a celulose e são usadas como combustível para produzir vapor e electricidade.

- **Fabricação da polpa:** a madeira é constituída por fibras celulósicas ligadas umas às outras pela lenhina. Para converter a madeira em polpa, estas fibras devem ser separadas pela remoção da lenhina, sendo que esta dá-se por processos mecânicos, químicos e reciclagem. No processo mecânico a polpa é obtida na prensagem dos troncos contra pedras de moer na presença de água, no entanto, e frequentemente, o processo é finalizado na presença de vapor. A adição de reagente para a separação das fibras celulósicas da lenhina resulta num produto designado de polpa termomecânica. Nestes processos, dá-se a trituração da madeira, separando apenas a hemicelulose, e assim produzindo uma polpa de menor qualidade, de fibras curtas e amarelado. Já no processo químico, os cavacos, ou lascas de madeira, são misturados com substâncias químicas e cozidos sob alta pressão em imensos vasos, chamados digestores. A acção combinada das substâncias químicas e do calor dissolve a lenhina e a separa das fibras celulósicas. Papéis feitos de polpa química são muito resistentes, como é o caso do *Kraft*, palavra de origem germânica que designa força. O *Kraft* é ainda o principal processo químico onde a madeira em cavacos é tratada com hidróxido de sódio (NaOH) e sulfeto de sódio (Na₂S), em que se dissolve a lenhina, liberando a celulose como polpa de papel de maior qualidade. O principal inconveniente deste processo é a produção de um licor escuro, também conhecido como licor negro, que é derivado da dissolução da lenhina. Este licor deve ser tratado adequadamente devido a seu grande poder poluente, já que contém compostos de enxofre tóxicos, um odor desagradável e grande carga orgânica. O reaproveitamento desta lenhina é diverso, podendo o licor ser concentrado por evaporação e usado até mesmo como combustível para produção de vapor na própria fábrica. Finalmente, o processo por reciclagem baseia-se na desintegração de aparas em água dentro de *pulpers*, liquidificadores enormes, e quando existem elementos contaminantes como plástico, metal e polietileno, estes são afastados da mistura. Quando necessário, faz-se a retirada de tinta da polpa pela acção combinada de água, substâncias químicas, calor e energia mecânica. A polpa reciclada é usada para fabricar papel cartão, papel jornal e papéis usados na indústria e nos lares.

- **Branqueamento:** a fabricação de certos tipos de papel requer que a polpa seja branqueada. Para isso, são usados produtos químicos que eliminam a lenhina, obtendo-se uma polpa mais branca e com menor tendência de amarelar com o passar do tempo. Pesquisas e investimentos têm ajudado consideravelmente a indústria papelreira a reduzir o impacto ambiental do processo de branqueamento, uma vez que este é potencialmente poluente, pois costumava ser feito com cloro, gerando compostos orgânicos clorados tóxicos e cancerígenos. Actualmente o branqueamento é feito por processos sem cloro elementar (*Elemental Chlorine Free* – ECF) ou totalmente livres de cloro (*Total Chlorine Free* – TCF). Estudos apontam que o efluente que sai de ambos os processos quando tratado não possui diferença significativa quanto ao teor tóxico sendo ambos de baixíssimo impacto ambiental. Porém, aplicações industriais têm apontado para uma redução na emissão de óxidos de azoto, dióxido de azoto e monóxido de azoto, na mudança do processo TCF para o processo ECF. Essas duas evidências em conjunto têm começado a fazer o sector repensar quanto a qual processo dentre os dois é efectivamente menos poluente, uma vez que o sector acreditava que o processo TCF era o mais adequado ambientalmente.

- **Formação da Folha:** quando a polpa chega à caixa de entrada da máquina de papel, contém mais de 99% de água. A mistura é lançada sob a forma de um jacto fino e uniforme sobre uma tela móvel, a tela formadora. A acção filtrante da tela formadora, combinada com um sistema de vácuo, extrai a maior parte da água contida na polpa, formando assim,

a folha de papel. A folha é de seguida prensada entre rolos para remover mais alguma quantidade de água. Na sequência, atravessa a secção de secagem, onde entra em contacto com cilindros enormes que extraem a maior parte da água restante por meio da evaporação.

- Acabamento: é constituído pelas etapas de conversão em folhas cortadas e embalagem de todos os produtos fabricados. O processo prescinde de modernos equipamentos para o corte, empacotamento e paletização - técnica mais utilizada para a movimentação e armazenagem de cargas ao longo das cadeias logísticas. Actualmente, na maioria das fábricas toda a produção é realizada automaticamente, sem contacto manual.

Em Portugal, a Recipac - Associação Nacional de Recuperação e Reciclagem de Papel e Cartão, criada em Setembro de 1996, tem por missão garantir a retoma de todos os resíduos de papel e cartão recolhidos no âmbito do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagem e sob a responsabilidade da Sociedade Ponto Verde e no contexto da Legislação sobre Embalagens e Resíduos de Embalagens, tendo em vista o cumprimento das metas nacionais de reciclagem e a minimização do impacte dos resíduos de embalagens de papel e cartão, maximizando o mercado secundário de matérias-primas e minimizando as quantidades de papel e cartão depositadas em aterro. A Recipac representa a fileira do papel e do cartão no Sistema Ponto Verde através da Interfileiras, que detém cerca de 20% do capital social da Sociedade Ponto Verde. Para atingir estes fins, a Recipac envolve-se activamente em todos os programas e projectos cujo objectivo é a minimização do impacte ambiental dos resíduos de embalagens de papel e cartão, e enquanto fileira do papel e do cartão, tem as seguintes funções (Recipac, 2006b,c,d):

- Garantir através dos seus agentes económicos, a retoma de todas as embalagens de papel/cartão que cumpram com as especificações técnicas em vigor;
- Garantir e organizar, através da reciclagem, a valorização dos resíduos de embalagens seleccionados de acordo com a classificação dos papéis usados;
- Organizar o fluxo de informação gerado pelo sistema de modo a permitir uma monitorização do processo de retoma e reciclagem e os operadores envolvidos;
- Promover, coordenar e incentivar a investigação e o desenvolvimento nas áreas de recolha, triagem e reciclagem de papel e cartão, e
- Normalizar a gestão do mercado secundário de matérias-primas para a indústria da reciclagem.

O ciclo de vida do papel tem início muito antes de adquirir o seu aspecto final, na verdade, o seu ciclo de vida tem início na matéria-prima que lhe dá origem, a árvore e, ao contrário do que muitos pensam, a vida do papel não termina depois de ser utilizado, pois o papel é um produto que pode ser reciclado várias vezes, sendo os papéis usados uma importante fonte de matérias-primas. O papel é um produto natural obtido a partir de recursos renováveis. O seu ciclo de vida tem início quando se plantam árvores destinadas a serem utilizadas pela indústria papeleira, de acordo com uma política de Gestão Florestal sustentada. Estas árvores, depois de colhidas e cortadas, são descascadas e estilhaçadas para serem cozidas, dando assim forma à pasta de papel. Tem então lugar o fabrico do papel propriamente dito. A pasta é introduzida no *pulper*, juntamente com outros elementos, formando a folha de papel em bobine. É nesta fase do processo que podem ser introduzidos os papéis usados que, depois de seleccionados e triados, são adicionados à pasta de papel. Assim nasce o papel que, consoante a quantidade de fibras recuperadas e fibras virgens presentes na sua composição, apresenta características distintas. Na verdade, existem 57 categorias de papel diferentes. A figura seguinte, Figura 6, representa o ciclo de

vida do papel, desde a sua origem, as etapas pelas quais passa até à sua fabricação, assim como as possíveis vertentes de tratamento desde resíduo, isto é, os processos de valorização, como a reciclagem ou compostagem, ou eliminação, como a colocação em aterro (Recipac, 2006e).

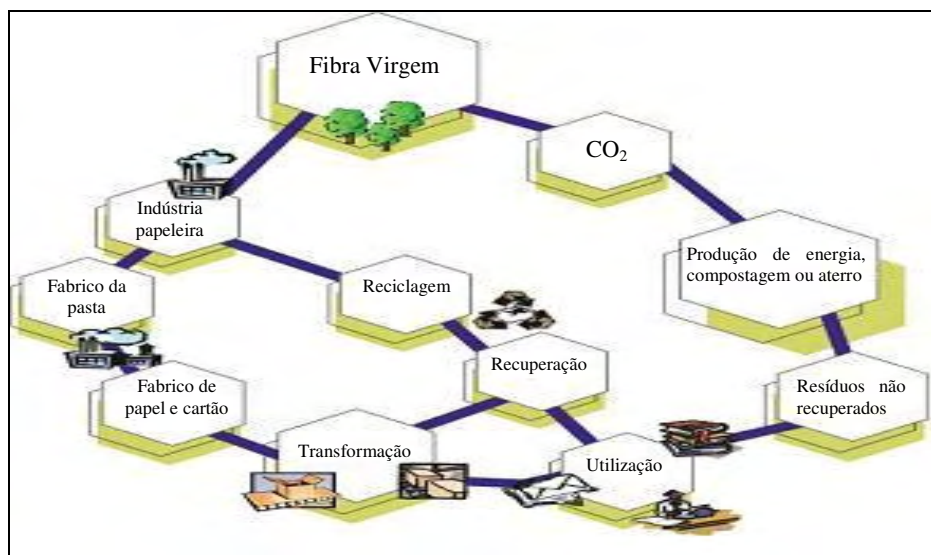


Figura 6 – Ciclo de vida do papel (adaptado da Recipac, 2006)

Depois de fabricado, o papel é transformado de acordo com as utilizações que vai conhecer e assim desempenhando múltiplas funções. O papel assim transformado é depois utilizado pelo consumidor final, que o introduz de forma quase inconsciente no seu dia-a-dia. A vida do papel não termina com a sua utilização, uma vez que o papel usado pode ser reciclado até 5 vezes. As fibras de papel recuperadas são reutilizadas no fabrico de novos produtos de papel, conferindo assim ao papel usado uma nova vida. Contudo, e para que a reciclagem seja uma realidade, a colaboração dos consumidores é fundamental - na prática, a reciclagem tem início na separação doméstica das embalagens usadas. A reciclagem de papel usado poupa recursos naturais e contribui para a defesa do meio ambiente. Papel reciclado não é sinónimo de papel sem qualidade, é antes um sinal de qualidade de vida (Recipac, 2006e). Outra realidade paralela é a valorização orgânica do papel através da sua introdução no processo de compostagem. Papeis cujas propriedades não permitam a sua reciclagem, porém admitam a valorização orgânica, são introduzidos no processo de compostagem, por exemplo, com a finalidade de diminuir a sua colocação em aterro.

Assim, o processo de fabrico de papel é bastante complexo e acarreta alguns impactes para o ambiente, desde a utilização de madeira, no caso de não se recorrer ao processo por reciclagem e sim à fibra virgem, até aos efluentes gerados ao longo das etapas. Apesar de todos os esforços na tentativa de o melhorar, ainda muito existe por fazer, nomeadamente, apelar mais à iniciativa da reciclagem, otimizar o uso do papel e quando possível empregar os processos de valorização orgânica.

3.3. UTILIZAÇÃO DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Os plásticos, do grego *plastikos* que significa moldáveis, são classificados dentro duma classe de materiais designados por polímeros, como por exemplo, os ácidos nucleicos, as proteínas, a seda, a baquelite e a borracha natural. Os plásticos ao longo do século XX sofreram uma grande evolução, tanto nas propriedades e características que apresentam, quanto nas inúmeras aplicações que encontram na vida diária como a construção civil, electrónica, indústria automóvel e transportes, agricultura, medicina, indústria da embalagem, entre outros, constituindo hoje um dos mais importantes materiais disponíveis. É na década de 1960 que surgem os plásticos de engenharia, atingindo-se na década de 80 um amadurecimento da tecnologia dos polímeros e, finalmente, é na década de 90 que aparecem os biopolímeros. São várias as características que dotaram o plástico de vantagens irrefutáveis e o tornaram imprescindível nos dias de hoje. Reúne um número de propriedades dificilmente encontradas em outros materiais e por isso muitas vezes são os únicos materiais adequados para um determinado fim, nomeadamente, são óptimos isolantes térmicos e acústicos, maus condutores eléctricos, resistentes ao calor, leves, resistentes e flexíveis, além de apresentarem excelente relação custo/benefício. Os plásticos não são tóxicos, mas sim inertes, e justamente por esta qualidade, são amplamente utilizados na indústria e segurança alimentar, na embalagem de alimentos e bebidas e na saúde, em medicamentos e em aplicações como seringas, bolsas para transfusão de sangue e frascos para soro fisiológico, evitando contaminação e transmissão de doenças. Os custos competitivos, a facilidade de instalação e a baixa manutenção tornam os plásticos perfeitamente adequados para o atendimento das necessidades básicas, tais como, habitação, saneamento, suprimento de água e saúde (Teixeira, 2007).

Ainda que os materiais plásticos sejam associados à ideia de avanço tecnológico e modernidade, e sejam efectivamente necessários, causam impactos no ambiente cujas principais formas estão nos extremos do seu ciclo de vida, sobretudo, o esgotamento de matéria-prima não renovável e a acumulação de resíduos de difícil degradabilidade. No decorrer dos últimos anos, estes factores, aliados a outros, como a interacção do Homem com a Natureza, a transformação do meio físico e a perspectiva duma crise energética, propiciaram uma nova visão para o problema que relaciona os resíduos com o meio ambiente e neste sentido, surgiram novos conceitos, como a sustentabilidade e novos modelos na política de tratamento de resíduos com base em ciclos de vida e gestão integrada de resíduos. Por conseguinte, a reciclagem e a inovação significam muito no conjunto de procedimentos que visam a redução dos impactos ambientais associados aos plásticos. Esta concepção de sustentabilidade sugere a mudança de comportamentos dos sectores produtivos e de consumo em relação aos resíduos e ao meio ambiente. Além do tratamento e melhor encaminhamento de resíduos, esta nova concepção inclui a redução na fonte, ou seja, sugere novos comportamentos de todos os sectores da sociedade para a menor produção de resíduos já na fonte geradora, garantindo a estabilização da necessidade em recursos naturais e o volume final de resíduos, minimizando o processo de degradação ambiental. A diminuição da geração de resíduos e maximização da reciclagem estão na base da necessidade em incrementar a valorização dos plásticos comuns e desenvolver novos materiais plásticos que revolucionem o mercado e tragam soluções de sustentabilidade ambiental e económica, na medida em que possibilitem a redução significativa da quantidade de resíduos de embalagens plásticas produzida, sem aumentar o impacto ambiental associado a estes resíduos, numa perspectiva economicamente viável (Teixeira, 2007).

No que respeita à valorização é impreterível a acção conjunta das entidades reguladoras e do cidadão comum para que a utilização de resíduos, enquanto matérias-primas secundárias, seja economicamente vantajosa, existindo meios e tecnologias eficazes para a recolha, a separação e a transformação dos resíduos, de forma a garantir mercados para os produtos recuperados e valorizados. Assim, os polímeros podem ser divididos em dois grandes grupos, de acordo com a sua proveniência. Os primeiros, os plásticos ou polímeros petroquímicos, e até então aqui abordados, são polímeros derivados de fonte não renovável/fóssil, como o petróleo, através de processos químicos a partir de moléculas simples. Os polímeros petroquímicos são 100% recicláveis e possuem um alto valor energético, porém, e normalmente, este tipo de polímero não é biodegradável. Pode ser degradável em partes mais pequenas, quando produzido com essa finalidade, isto é, pode ser fotodegradável se combinado com polímeros orgânicos, estes sim, biodegradáveis, e que conferem ao plástico um carácter quebradiço. Por outro lado, o desenvolvimento de novos materiais parece imergente e de possível concepção. Produtos plásticos podem ser concebidos para ter uma durabilidade limitada, encontrando, por exemplo, aplicações específicas na agricultura e, com especial destaque, na medicina, onde podem vir a ser utilizados na produção de seringas descartáveis, próteses, embalagens diversas e válvulas artificiais, entre outras aplicações. São eles, o segundo grupo, os plásticos biodegradáveis ou biopolímeros. Estes são polímeros derivados de fontes renováveis, provenientes de cultura agrícola ou biomassa e são produzidos na natureza durante o ciclo de crescimento dos organismos vegetais e animais e, por isso, considerados polímeros naturais renováveis. Os biopolímeros geralmente são biodegradáveis ou compostáveis, sendo que essa biodegradação é causada por actividade biológica de ocorrência natural, por acção de enzimas e pode acontecer de forma aeróbia ou anaeróbia (Teixeira, 2007).

A procura por soluções que levem a um plástico descartável ideal tem vindo a mobilizar cientistas e ambientalistas há algum tempo, apontando para a substituição dos plásticos convencionais por plásticos biodegradáveis. O plástico biodegradável é um polímero que pode ser produzido por bactérias em biorreatores a partir de amido. Este encontra-se abundantemente na Natureza graças ao cultivo de cereais, é renovável, possui custo relativamente baixo, é um importante segmento da economia e pode ser convertido química, física e biologicamente em compostos úteis à indústria. Este plástico, ambientalmente biodegradável, é sintetizado e acumulado como substância de reserva energética por microrganismos, quando alimentados com açúcar, arroz, ou qualquer resíduo agrícola, com propriedades termoplásticas semelhantes àsquelas dos polímeros convencionais, mas com a enorme vantagem de ser altamente biodegradável no ambiente por microrganismos nele existentes em curto espaço de tempo após ser descartado. O tempo de degradação vai depender do que foi adicionado à resina biodegradável produzida. A ordem de grandeza da degradação destes biopolímeros é de 6 a 12 meses contra 40 a 50 anos ou até 200 anos no caso dos polímeros petroquímicos (Teixeira, 2007).

Descobertos há cerca de dez anos, os plásticos biodegradáveis ainda têm uma participação mínima no mercado internacional, cerca de 1%, dominado pelos de origem petroquímica. Apesar da vantagem no critério ambiental, os plásticos biológicos ainda são, em média, 40% mais caros e, por serem menos flexíveis, têm aplicações mais limitadas, mas promissoras, que os plásticos petroquímicos (Teixeira, 2007).

O estudo da substituição do plástico convencional, de origem petroquímica, pelo amido termoplástico, destinado a algumas aplicações específicas, tem despertado interesse e recebido considerável atenção no cenário dos recursos renováveis. Assim, pode ser

utilizado como sacos de lixo, filmes para proteger alimentos, fraldas infantis, hastes flexíveis de cotonetes para uso na higiene pessoal e, na agricultura pode ser usado como filme na cobertura do solo e recipientes para plantas. Também pode ser usado na preparação de cápsulas, na substituição do poliestireno expandido, na protecção de equipamentos durante o transporte, na produção de talheres, pratos e copos descartáveis, na fabricação de canetas, lapiseiras, brinquedos e outras aplicações onde o carácter biodegradável seja requerido. O biopolímero é também utilizado em inúmeras aplicações industriais, incluindo-se embalagens flexíveis, embalagens rígidas e componentes cirúrgicos para aplicações médico-veterinárias, entre outros. Adicionalmente, o amido termoplástico é passível de compostagem e pode ser processado nos mesmos equipamentos tradicionalmente usados para o processamento dos plásticos convencionais. Existem vários tipos de plásticos biodegradáveis, por exemplo, o alginato, a celulose, o amido, o xantano, o xitosano, os poliácidos lácticos (*Polylactic Acid* – PLA) e os polihidroxialcanoatos (*Polyhydroxyalkanoates* – PHA), mas são os dois últimos os mais promissores, uma vez que são produzidos no metabolismo duma grande variedade de organismos e cuja função, basicamente, é serem substância de reserva (Teixeira, 2007).

As propriedades mais importantes destes plásticos relacionam-se com a utilização de matéria-prima renovável, de serem sintetizados por produção biotecnológica com processos que usam tecnologia limpa e a sua completa biodegradabilidade, quando usado em processos de compostagem por exemplo, isto é, transformação biológica em produtos finais inofensivos para o ambiente, como o composto. A biodegradação aeróbia ocorre em presença de oxigénio, produzindo dióxido de carbono, água e matéria orgânica estabilizada, enquanto a biodegradação anaeróbica ocorre em ausência de oxigénio, produzindo principalmente metano, dióxido de carbono e matéria orgânica estabilizada. Assim, a aplicação destes compostos, como já foi dito anteriormente, contribui para o enriquecimento do solo ao nível dos nutrientes, como se pode ver através da Figura 7 – Ciclo de vida de um plástico biodegradável, Figura 7, assim como reduz o risco de acidificação natural induzida no solo podendo ainda funcionar como correctivo deste, assim como melhora outras características (Teixeira, 2007).

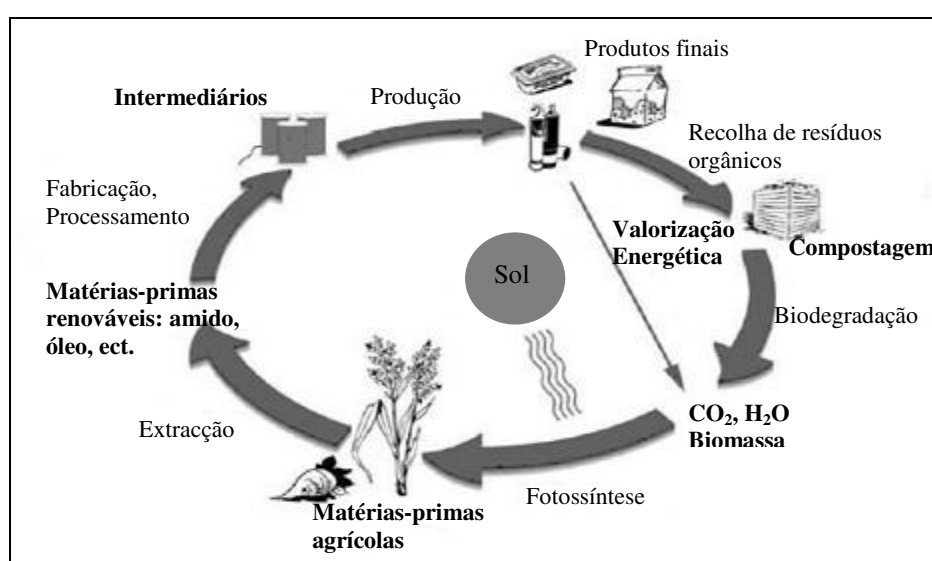


Figura 7 – Ciclo de vida de um plástico biodegradável (adaptado de Teixeira, 2007)

Desta forma, e como é possível observar pela figura anterior, Figura 7, estamos a fechar um ciclo que se iniciou com a retirada de nutrientes na produção de bens alimentares, seguido da produção dos biopolímeros aplicados a diferentes sectores, e que finaliza com o processo de compostagem como forma de valorização orgânica deste material após a sua utilização.

3.4. INDÚSTRIAS DE VALORIZAÇÃO ORGÂNICA EM PORTUGAL

A gestão dos RUB, fracção dos resíduos biodegradáveis contidos nos RSU, reveste-se de grande prioridade, visto que envolve uma elevada percentagem, cerca de 36% da totalidade dos RSU produzidos em Portugal Continental (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009c).

Um sistema de gestão de RSU, também conhecido por tecnossistema, é uma estrutura de meios humanos, logística, equipamentos e infra-estruturas, estabelecida para levar a cabo as operações inerentes à gestão dos RSU, desde a recolha, o transporte, a valorização e o confinamento (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009c,e).

Para a gestão integrada dos RSU e prossecução das prioridades, no ano de 1997 teve início uma dinâmica nacional de associação entre municípios onde se previa dois tipos de entidades gestoras dos sistemas, nomeadamente, a criação de sistemas intermunicipais, em que a gestão do sistema pode ser concessionada a qualquer empresa, e as entidades multimunicipais, cujos sistemas são geridos por empresas concessionárias de capitais maioritariamente públicos (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009c). Em Setembro de 1995, existiam apenas 2 sistemas multimunicipais e as respectivas empresas concessionárias, porém em 1997 esse número subiu para 11 sistemas multimunicipais, mais 29 sistemas intermunicipais. Em 2005 estavam implementados 29 Sistemas de Gestão de RSU em Portugal Continental, onde 14 eram intermunicipais e 15 multimunicipais, os mesmos números que em Dezembro de 2008 (Santos, 2007). A respectiva localização destes 29 Sistemas de Gestão de RSU encontra-se representada no mapa de Portugal Continental do Anexo A.

Actualmente em Portugal Continental, das 9 unidades de valorização orgânica em exploração existentes, 2 são Unidades de Valorização de Resíduos Verdes, ambas pertencentes ao sistema ALGAR e 7 são Centrais de Tratamento de Resíduos Orgânicos (CTRO) de RUB e, encontram-se inseridas nos sistemas AMAVE, AdZC, agora denominada de RESIESTRELA, AMTRES, VALNOR, AMARSUL, VALORSUL e LIPOR, das quais as 5 primeiras estão munidas de tratamento mecânico-biológico (TMB). Contudo, e mais recentemente, a CTRO da VALNOR que até então se encontrava em obras, foi inaugurada, encontrando-se em fase de testes e por isso não existem ainda quaisquer dados disponíveis. De notar que a CTRO da VALNOR vai também servir a Associação de municípios da Raia/Pinhão (RAIA-PINHAL) (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009c,e). É de realçar que a Região Autónoma da MADEIRA tem implementado um sistema intermunicipal com infra-estruturas capazes de realizar também a valorização orgânica através do processo de compostagem (Santos, 2007). Na Tabela 3, estão discriminadas as quantidades de RUB que se pretendem actualmente tratar e valorizar nas CTRO acima mencionadas, assim como a capacidade da unidade, tendo por base o cenário moderado (PERSU II, 2007).

Tabela 3 – Quantidades de RUB a tratar nas CTRO existentes em Portugal Continental e Região Autónoma da Madeira

Unidade	Tecnologia	Capacidade instalada [ton.ano ⁻¹]
ALGAR	CC – RV	10000
AMAVE	TMB (CC)	53000
AdZC	TMB (CC)	20000
AMTRES	TMB (CC)	60000
VALNOR	TMB (CC)	10000
VALORSUL	DA	40000
AMARSUL	TMB (CC)	20000
LIPOR	CC	60000
RA MADEIRA	CC	23000

Legenda: TMB (CC) → Tratamento Mecânico-Biológico por Compostagem; CC → Compostagem de RUB recolha selectiva; DA → Digestão Anaeróbia de RUB recolha selectiva; CC – RV → Compostagem de RUB e Resíduos Verdes

Apesar de apenas 8 dos 29 sistemas de gestão de RSU distribuídos por Portugal Continental estarem munidos de infra-estruturas de valorização orgânica, é esperado que até 2016 sejam instaladas 14 novas unidades, sendo que algumas delas já se encontram de momento em obras. Contudo, dessas novas unidades, algumas vão servir mais do que um sistema, uma vez que alguns dos sistemas dada a sua proximidade, vão unir-se a outros para conseguir tratar os seus resíduos orgânicos em conjunto. Exemplo disto, é a união entre a BRAVAL, a VALORMINHO e a RESULIMA, que se uniram e, em princípio no próximo ano, em 2010, explorarão em conjunto uma CTRO munida de TMB por digestão anaeróbia, bem como, a RESAT, REBAT, RESIDOURO e VALE DO DOURO NORTE que em 2012 explorarão uma estação de compostagem. Outros exemplos são ainda as alianças entre a VALORLIS e RESIOESTE, que para o próximo ano, em 2010, irão partilhar a mesma CTRO que se vai localizar em Leiria, a RESITEJO e a RESIURB, que a partir de 2011 terão em funcionamento a CTRO localizada na Chamusca e ainda a aliança entre a GESAMB, a AMALGA, a AMAGRA e a AMCAL, prevendo que em 2011 a CTRO esteja pronta a funcionar (PERSU II, 2007).

Com este aumento do número de CTRO pretende-se atingir as metas de redução gradual dos RUB, nomeadamente 25%, 50% e 65% para os anos 2006, 2009 e 2016 respectivamente, a serem depositadas em aterro. Assim, estima-se que a matéria orgânica que será tratada em 2016 atingirá as 2432000 ton.ano⁻¹, prevendo-se que será depositado ainda em aterro, cerca de 333000 ton.ano⁻¹, ou seja 15%. No entanto, e apesar dos esforços e investimentos, continuará a haver um défice de valorização orgânica global em 2016 na ordem dos 456000 ton.ano⁻¹ (PERSU II, 2007).

Na tabela seguinte, Tabela 4, referem-se quais serão as novas CTRO previstas para Portugal Continental, assim como a(s) unidade(s) que as vão constituir e ainda a capacidade instalada em cada uma das CTRO, tendo em conta o cenário moderado (PERSU II, 2007).

Tabela 4 – Novas CTRO que serão construídas em Portugal Continental até 2016

Unidade	Tecnologia	Capacidade instalada [ton.ano ⁻¹]
BRAVAL + VALORMINHO + RESULIMA	TMB (DA)	40000
RESAT + REBAT + RESIDOURO + VALE DO DOURO NORTE	TMB (CC)	20000
RESÍDUOS DO NORDESTE	TMB (DA – RV)	10000
VALSOUSA	DA + RV	30000
SULDOURO	TMB + DA	20000
ERSUC	TMB (DA)	126000
PLANALTO BEIRÃO	TMB + DA	35000
VALORLIS + RESIOESTE	TMB + DA	20000
RESIURB + RESITEJO	DA	30000
AMTRES	TMB + DA	125000
AMARSUL	TMB + DA	40000
GESAMB + AMALGA + AMAGRA + AMCAL	CC	30000
ALGAR	TMB + DA	20000
ALGAR	CC – RV	10000

Legenda: TMB (CC) → Tratamento Mecânico-Biológico por Compostagem; TMB (DA) → Tratamento Mecânico-Biológico por Digestão Anaeróbia; CC → Compostagem de RUB recolha selectiva; DA → Digestão Anaeróbia de RUB recolha selectiva; TMB (DA – RV) → Tratamento Mecânico-Biológico por Digestão Anaeróbia de RUB e Resíduos Verdes; CC – RV → Compostagem de RUB e Resíduos Verdes; TMB + DA → Tratamento Mecânico-Biológico e Digestão Anaeróbia; DA + RV → Digestão Anaeróbia e Resíduos Verdes

A Associação de Municípios do Vale do Ave – AMAVE, é uma associação constituída pelos municípios de Fafe, Guimarães, Santo Tirso, Trofa, Vila Nova de Famalicão e Vizela, sendo que a CTRO está situada na freguesia de Riba d’Ave em Vila Nova de Famalicão e encontra-se em exploração desde 1995 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009e).

A LIPOR – Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto é a entidade responsável pela gestão, valorização, recuperação e destino final dos RSU produzidos pelos municípios de Espinho, Gondomar, Maia, Matosinhos, Porto, Póvoa de Varzim, Valongo e Vila do Conde. A nova CTRO iniciou a sua actividade em Maio de 2005 e encontra-se localizada em Gondomar (LIPOR, 200).

A RESIESTRELA, constituída a 21 de Julho de 2008, tornou-se responsável pela concessão do Sistema Multimunicipal de Triagem, Recolha Selectiva, Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos provenientes dos municípios de Almeida, Belmonte, Celorico da Beira, Covilhã, Figueira de Castelo Rodrigo, Fornos de Algodres, Guarda, Manteigas, Penamacor, Pinhel, Sabugal, Trancoso e Fundão, onde se localiza a CTRO, concessão esta que esteve atribuída à Águas do Zêzere e Côa (AdZC) desde Julho de 2003 (RESIESTRELA, 2009).

Criada em 1990 pela Associação de Municípios de Cascais, Mafra, Oeiras e Sintra para o Tratamento de Resíduos Sólidos – AMTRES, a Tratolixo EIM é a empresa intermunicipal responsável pela Gestão, Tratamento e Valorização dos RSU destes

concelhos. Tem por objecto social a gestão e exploração de serviços de recolha, transporte, tratamento, deposição final, recuperação e reciclagem de resíduos sólidos, a comercialização dos materiais transformados, bem como outras prestações de serviços no domínio dos resíduos sólidos. A CTRO encontra-se em Cascais e realiza a valorização orgânica desde Novembro de 1991 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009e).

A VALORSUL, S.A. é a empresa concessionária do Sistema Multimunicipal de Lisboa Norte e é responsável pelo Tratamento e Valorização das cerca de 750 mil toneladas de RSU produzidas, por ano, nos municípios de Amadora, Lisboa, Loures, Odivelas e Vila Franca de Xira. A CTRO, situada na Amadora, recebe resíduos orgânicos de grandes produtores, como restaurantes, cantinas, mercados, entre outros. Com recurso ao processo tecnológico de digestão anaeróbia, é possível gerar energia eléctrica e produzir um composto orgânico, sem aditivos químicos, que será utilizado na agricultura como fertilizante (VALORSUL, 2009).

A AMARSUL como responsável pela gestão do Sistema Multimunicipal de Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos da Margem Sul do Tejo tem na sua actividade diversos serviços que presta à população e aos seus accionistas, entre os quais se destacam a recolha de resíduos de embalagens domésticas, a recolha do cartão e vidro porta-a-porta a estabelecimentos comerciais, a lavagem e manutenção de ecopontos, a venda de composto, a produção e disponibilização de energia através da Rede Eléctrica Nacional e a recepção de Resíduos de Equipamentos Eléctricos e Electrónicos. Os municípios abrangidos são Alcochete, Almada, Barreiro, Moita, Montijo, Palmela, Seixal, Sesimbra e Setúbal, sendo que é neste último onde se localiza a CTRO. Em exploração desde Janeiro de 1995 foi submetida a obras de requalificação durante os anos de 2005 e 2006, e assim reiniciada a sua actividade em Dezembro de 2006 (AMARSUL, 2009).

A VALNOR - Valorização e Tratamentos de Resíduos Sólidos S.A. é uma empresa multimunicipal responsável pela gestão, valorização e tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos produzidos pelos 19 municípios que actualmente compõem a sua área de abrangência e são eles Abrantes, Alter do Chão, Arronches, Avis, Campo Maior, Castelo de Vide, Crato, Elvas, Fronteira, Gavião, Mação, Marvão, Monforte, Nisa, Ponte de Sôr, Portalegre, Sardoal, Sousel e Vila de Rei. Tem como missão a criação de condições para o desenvolvimento, concepção, construção e exploração de um sistema para valorização e tratamento de RSU, respeitando sempre as exigências legais instituídas para a sua área de actividade (VALNOR, 2009).

3.5. O ESTADO DA ARTE NA UTILIZAÇÃO DE PAPEL NO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A exigência de aumentar a taxa de recuperação de resíduos orgânicos fez da compostagem uma escolha popular e crescente na gestão de resíduos. Estima-se que, em 2003, nos países membros da União Europeia, cerca de 60 milhões de toneladas de resíduos valorizáveis domésticos e resíduos verdes são produzidas anualmente, e que apenas 15% destes são tratados biologicamente. Para serem aceites em tratamentos biológicos, como a compostagem ou digestão anaeróbia, os resíduos devem ser biodegradáveis e cumprir alguns requisitos assentes na legislação e em regulamentos nacionais que controlam os materiais que são aceitáveis como resíduos biológicos. Na Europa, alguns países permitem a adição de papel e polímeros biodegradáveis nas fracções de resíduos biológicos, contudo, em outros a quantidade de papel e polímeros aceitável é limitada e, em alguns países não existe qualquer regulamentação (Venelampi *et al*, 2003).

Nos últimos anos, a intensa investigação tem incidido sobre o desenvolvimento do plástico biodegradável, mas relativamente pouca atenção tem sido dada para a biodegradabilidade e compostabilidade dos produtos de papel, pois este, juntamente com outros polímeros biodegradáveis, muitas vezes faz parte da embalagem final. A Comissão Europeia de Normalização (CEN) elaborou uma norma europeia para avaliar a compostabilidade dos materiais de embalagem, a BS EN 13432:2000. Esta norma especifica as exigências e os procedimentos para a determinação da compostabilidade de embalagens e materiais de embalagem. O melhor protocolo inclui a caracterização de materiais, estudos sobre a biodegradabilidade de cada componente biológico na embalagem, estudos sobre a desintegração da embalagem, bem como estudos para verificar se os materiais não têm qualquer efeito negativo sobre a qualidade do composto produzido (Venelampi *et al*, 2003).

Um dos primeiros estudos relacionados com a viabilidade de utilização de papel no processo de compostagem foi realizado por Venelampi *et al* (2003), e tinham como objectivo a análise da biodegradabilidade e desintegração de produtos de papel utilizando vários tipos de testes, nomeadamente, o teste padronizado de biodegradabilidade, o teste de compostagem controlada, e a compostagem em grande escala, nos quais a compostabilidade dos vários produtos de papel foi determinada de acordo com as normas e critérios da CEN, assim como avaliar a validade das normas utilizando polímeros biodegradáveis. Pretendia-se com estes avaliar o comportamento dos produtos de papel, tais como, as toalhas de mão, o papel fabricado mecânica e quimicamente e ainda o papel de alta densidade, em condições reais de compostagem, para além dos seus efeitos na qualidade do composto final. Como resultado, o conteúdo em lenhina dos materiais parece ser a principal razão para o baixo nível de biodegradabilidade alcançado no teste de compostagem controlada, que é um teste de biodegradabilidade baseado na degradação microbiana e na medição da evolução do teor em CO₂. A comprovar este facto temos os papéis de origem mecânica, que contém mais lenhina e uma composição mais próxima do que é a madeira natural, uma vez que geraram menores quantidades de CO₂, inferiores a 70%, enquanto, os papéis fabricados quimicamente e com menores quantidades de lenhina, geraram mais de 70% do seu teor de carbono orgânico como CO₂. A razão que leva os papéis de origem mecânica a degradar mais lentamente é a quantidade de lenhina presente, uma vez que interfere tanto na biodegradação da celulose como passa a ser incorporada no húmus. No teste de compostagem em grande escala a desintegração dos produtos de papel é altamente dependente do método utilizado, sendo que a taxa mais lenta de degradação foi alcançada quando as amostras foram compostadas em sacos de nylon. De acordo com este estudo, os requisitos da biodegradação não foram cumpridos por alguns dos produtos de papel estudados, mesmo quando estes não contêm aditivos ou revestimentos. Os papéis não revestidos consistiam, principalmente, em fibras de madeira com quantidades variáveis de lenhina. O papel, sendo um material natural, deve ser considerado como um material ideal para a compostagem, contudo, existem motivos microbiológicos e químicos para a má biodegradabilidade deste em condições de compostagem, tais como, a água e a disponibilidade de nutrientes, o pH e a temperatura, pois afectam a eficiência de degradação das substâncias biodegradáveis, sendo que o teor de humidade no processo de compostagem é muito importante nas fases iniciais de degradação, especialmente no caso de produtos de papel (Venelampi *et al*, 2003).

Muitos trabalhos reportam para o aumento da estabilidade e da evolução das características da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos urbanos, contudo,

existe pouca informação disponível sobre a forma como a mistura inicial dos resíduos influencia a evolução da cinética da matéria orgânica durante o processo de compostagem (Francou *et al*, 2008). Assim, o estudo realizado por Francou *et al* (2008) tinha como objectivo determinar o modo como os rácios das misturas iniciais dos resíduos influenciam as variações das características na matéria orgânica durante o processo de compostagem em reactores à escala-piloto semelhantes, de forma a evitar qualquer influência no processo de compostagem. As misturas iniciais utilizavam resíduos biológicos como as frutas frescas e verduras, resíduos verdes provenientes de jardins públicos e privados e ainda resíduos de papel-cartão, nomeadamente, jornais e caixas de cartão. A estabilidade da matéria orgânica foi avaliada pela medição das emissões de CO₂ e, adicionalmente, foram usados métodos químicos e espectroscópicos, especificamente, procedimentos respirométricos, o fraccionamento químico - extracção de substâncias húmicas, análise da fibra bruta - baseada no processo de Van Soest, e a Espectroscopia do Infravermelho e Transformada de Fourier (*Fourier Transform Infrared Spectroscopy* – FTIR), para caracterizar a matéria orgânica no resíduo inicial e durante a evolução no processo de compostagem. Estes autores verificaram que a estabilização da matéria orgânica foi claramente influenciada pela natureza dos resíduos presentes no processo de compostagem, e esta resultou da degradação da fracção dos orgânicos facilmente biodegradáveis como a celulose e a hemicelulose, do aumento relativo da resistência de compostos que provêm dos resíduos iniciais - como a lenhina, da actividade microbiana de biomoléculas resistentes e dos processos de humificação. Durante o processo de compostagem foi observada uma baixa estabilização dos resíduos verdes da matéria orgânica, em relação aos seus grandes conteúdos em lenhina. Assim, e à semelhança de estudos anteriores, a presença de uma grande proporção de lenhina, cerca de 26% em massa seca, explica a baixa biodegradabilidade dos resíduos desde o início do processo de compostagem. No entanto, o uso de um conteúdo moderado de papel-cartão, entre 21% e 38% em massa seca, nas misturas iniciais aumentou a fracção de celulose que foi favorável à rápida estabilização da matéria orgânica. Contudo, maiores proporções de papel-cartão, mais de 50% em massa seca, afectam a estabilização da matéria orgânica, devido a uma falta de azoto que conduz a valores elevados de razão ponderal C/N. Por outro lado, a influência dos resíduos biológicos só se faz sentir logo no início da compostagem, apresentando-se como fonte de matéria orgânica facilmente biodegradável, normalmente com elevados teores em azoto e água, assegurando um rápido início da actividade microbiana no processo de compostagem. Estes resultados explicam também a razão pela qual a compostagem de RSU municipais exigem mais tempo e/ou mais equipamentos do que a compostagem dos resíduos verdes ou de resíduos verdes mais resíduos biológicos para alcançar um composto estável, uma vez que os RSU municipais normalmente contêm grandes proporções de papel-cartão (Francou *et al*, 2008).

Tornou-se uma prática popular em adicionar diversos produtos de papel às operações de compostagem de resíduos alimentares, principalmente embalagens de materiais, tanto em campo como em laboratório. As embalagens de materiais biodegradáveis são na sua maioria derivados do amido, e podem ser à base de materiais de amido, de PLA ou ainda PHA, proteínas e derivados de celulose. Algumas experiências de compostagem focaram-se apenas na degradação de componentes específicos, tais como os conteúdos de celulose e lenhina existentes no papel. Estes estudos de compostagem baseiam-se em quatro factores importantes, e são eles, a persistência física, a persistência química, a toxicidade e o efeito sobre a qualidade do composto. Como já foi referido anteriormente e, em conformidade com outros estudos, a lenhina é muitas vezes vista como

não degradável no processo de compostagem, essencialmente devido à sua complexa estrutura polimérica e que a torna muito resistente à degradação. Por outro lado, outros estudos, afirmam que a fase termófila da compostagem foi encarada como sendo essencial para a degradação desta. Assim, Sung e Ritter (2008) desenvolveram um estudo com os objectivos específicos de comparar a degradação de três produtos de papel diferentes, especificamente, pratos de papel vulgar, pratos derivados da *Earthshell*®⁸ e um produto de papel biodegradável comercial no processo de compostagem, de forma a acompanhar as alterações nos materiais durante a compostagem, tais como o tamanho de partícula, a temperatura, o pH, e as composições químicas e, ainda conduzir experiências de crescimento em vaso utilizando o composto resultante. As experiências de compostagem foram realizadas em pilhas cujos principais ingredientes, para além do papel, incluíam resíduos alimentares, estrume de curral e silagem. O composto final foi misturado com uma argila arenosa de sassafrás em diversos rácios para avaliar o crescimento de plantas de milho e de tomates em ensaios em vaso. Deste estudo, concluíram que os três tipos de papel, pratos de papel vulgar, pratos derivados da *Earthshell*® e um produto de papel biodegradável comercial, foram efectivamente compostados para um estado irreconhecível, o que implica um sucesso da desintegrabilidade e, pela análise dos dados da temperatura, a desejada condição termófila foi alcançada. A partir da análise final do composto, as concentrações dos metais pesados eram abaixo do nível fitotóxico, contudo, devido à alta concentração em sal, o composto final é recomendado como correctivo do solo. Da experiência em vaso, a adição de 25% do composto pode ser considerada como a razão para não afectar significativamente a germinação e crescimento das plantas. Por último, foram observados significativamente diferentes comportamentos no crescimento de plantas de milho e de tomates à medida que a adição de composto era efectuada, ou seja, a altura e peso de biomassa das plantas de milho diminuíram significativamente conforme se dava o aumento da adição do composto, enquanto, as do tomate aumentaram mediante a adição do composto. Isto sugere que é importante uma escolha adequada do tipo de plantas quando se utiliza o composto como um fertilizante. Em termos globais, além dos ensaios normalizados em laboratório da compostagem e da degradação, estes autores verificaram ainda a necessidade de realizar estudos experimentais para compreender o desempenho no processo de compostagem e da qualidade do composto final na presença de produtos de papel biodegradável na compostagem de resíduos alimentares. Verificou-se ainda que o composto a partir de uma mistura de resíduos alimentares, resíduos de papel e de solo superficial era rico em nutrientes e, poderá fornecer às plantas de tomateiro com nutrientes por um longo tempo. No entanto, quando o papel é substituído por cartão de leite, era constatado que o composto era tóxico para as plantas de tomateiro (Sung e Ritter, 2008).

Em outros países, como a Espanha, 24 400 000 toneladas RSU são geradas anualmente, sendo que 17 300 000 toneladas correspondem à matéria orgânica. Existem 23 unidades de compostagem que tratam esta matéria orgânica que apresenta uma razão ponderal C/N inicial entre 32/1 e 57/1, e a do composto varia entre os 15/1 e 21/1. Com estes resultados, a qualidade do composto obtido foi considerada pobre. Para verificar as principais causas destes resultados, foram realizadas amostragens em duas unidades de compostagem que produziram o composto de má qualidade. A elevada quantidade de resíduos de papel e cartão, 12% a 27% em massa seca, que incorporava essas unidades

⁸ Todos os pratos e tigelas produzidas pela *Earthshell*® são constituídos por matérias-primas naturais, utilizando amido e outros vegetais juntamente com calcário abundante, água e ar. Estes produtos encontram-se livres de corantes e iniciam o processo de biodegradação logo após o uso.

juntamente com a matéria orgânica, era o factor que estas tinham em comum. De forma a entender o efeito que estas percentagens de papel e cartão tinham no processo de compostagem, foi necessário proceder a uma análise dos diferentes papéis existentes na matéria orgânica (Alvarez *et al*, 2009). Com base nesta problemática, Alvarez *et al* (2009) estudaram a biodegradabilidade do resíduo de papel e cartão sobre condições controladas de compostagem. Este estudo teve como objectivo encontrar um método paralelo à reciclagem de papel e, estudar a sua possível aplicação em embalagens de papel e papelão e, assim, aumentar o percentual alcançado por métodos tradicionais e, como tal, atingir os objectivos definidos na Directiva 2004/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 11 de Fevereiro. Assim, o estudo pretendia determinar a biodegradabilidade, segundo a UNE-EN 14046:2003 que corresponde às normas ISO 14855 e ISO 14852, dos tipos de papel e papelão usados em invólucros e embalagens, e em particular, para aumentar a compreensão dos diversos grupos de papéis tais como, o papel branco de escrita e de impressão (W), o jornal (N), o papel reciclado e branqueado de escrita e de impressão (R), o papel de seda (T), o papelão (C) e o papel *Kraft* castanho de tampas de contentores (K). Porém, e como a norma estabelece o uso de um material de referência, neste caso, a celulose cristalina, cujo limite de 70% de biodegradação nos 45 dias deve ser ultrapassado, podemos estabelecer este nível como a referência para o papel, acima do qual seria possível considerar a biodegradação como sendo eficaz. Os resultados obtidos, nomeadamente, a quantidade de CO₂ produzido nos 45 dias, em comparação com o valor máximo que poderia ser produzido, mostrou que a presença de papel retarda, em grande medida, a biodegradação do material orgânico. Por seu lado, os papéis testados nunca serão capazes de atingir o mesmo nível de biodegradação em 45 dias como o da celulose cristalina, uma vez que outros compostos orgânicos, como a hemicelulose, os ácidos gordos, entre outros, estão também presentes no papel e estes retardam a sua biodegradação. Assim deste estudo, ao final dos 45 dias, sob condições controladas, nenhum dos papéis excedeu o limite de 70% de biodegradação, contudo, os papéis que mais se aproximam do limite são o W e o R com 65,24% e 61,02%, respectivamente, e poderiam atingir esse valor se as condições fossem mantidas inalterados num prazo de 2 meses. Em contrapartida, os materiais presentes nos invólucros e embalagens foram os que apresentaram valores de biodegradabilidade mais baixos. Assim, para os papéis C, T e N que apresentaram 51,70%, 50,08% e 43,34%, respectivamente, a degradação depende da estrutura e disposição das fibras e da variabilidade dos materiais que estão presentes. Já o papel K pode ser considerado como não biodegradável, uma vez que apresentou 36,02% e, sobre estas circunstâncias seria excluído da compostagem (Alvarez *et al*, 2009).

CAPÍTULO 4 – O COMPOSTO

Do processo de compostagem obtém-se um produto final, higienizado, estabilizado e com características vantajosas quando aplicado no solo, designado de composto. Segundo Haug (1993) o composto é um condicionador orgânico de solos, rico em substâncias húmicas, livre de organismos patogénicos para as plantas e para o Homem, que pode ser manuseado e armazenado sem problemas e que tem efeito benéfico no crescimento das plantas.

Com base em indicadores de qualidade é possível identificar três tipos de composto que poderão ser produzidos numa unidade de compostagem. O primeiro tipo, designado composto corrente, é um composto com a qualidade mínima obrigatória para que cumpra os valores limites especificados em leis Portuguesas ou em directivas comunitárias. Exemplos destas são, a Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro que estabelece os critérios ecológicos revistos e os respectivos requisitos de avaliação e verificação para a atribuição do rótulo ecológico comunitário aos correctivos de solos, o Regulamento CE nº 834/2007 do Conselho de 28 de Junho relativo à produção biológica e à rotulagem dos produtos biológicos e a Proposta de Regulamentação sobre Qualidade do Composto para Utilização na Agricultura (Gonçalves e Baptista, 2001). O composto corrente pode ser utilizado na agricultura, na floresta, ou na recuperação de áreas degradadas. O composto ecológico é um produto que, pela sua qualidade, satisfaz os requisitos necessários para a atribuição do rótulo ecológico comunitário. Por fim, o composto biológico é aquele que é aprovado pelos organismos de controlo para ser utilizado no modo de produção biológica em Portugal (Brito, 2007).

4.1. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO COMPOSTO

A qualidade do composto depende das características biológicas, químicas e físicas dos substratos utilizados, assim como da evolução e condução do processo de compostagem. A avaliação da sua qualidade não se limita aos aspectos de estabilização e maturação do produto final (Santos, 2007), mas também a um conjunto de características tais como a cor, a granulometria, o odor, a contaminação com metais pesados e com inertes, o teor de humidade, de nutrientes e matéria orgânica, entre outros (Marques, 2008). Desses, apenas alguns foram determinados neste estudo.

4.1.1. Estabilização e maturação

Na última década uma das principais preocupações por parte da ciência na área da valorização orgânica, nomeadamente na compostagem, tem sido a procura de meios precisos e convenientes para a determinação do grau de maturação do composto. Muitos critérios têm sido já referidos, incluindo a razão ponderal C/N, a capacidade de troca catiónica, o metabolismo latente, a toxicidade latente, a presença de organismos indicadores, entre outros (Senesi, 1989).

Os termos estabilização e maturação são geralmente confundidos e utilizados com o mesmo significado. Contudo, o conceito estabilização define-se em termos da biodisponibilidade da matéria orgânica (Rynk, 2003), isto é, está relacionada com a actividade microbiológica do composto, uma vez que compostos instáveis são caracterizados por elevados teores de matéria orgânica facilmente degradável, podendo

ocasionar fitotoxicidade, deficiência em azoto e oxigénio e formação de odores desagradáveis. As fitotoxinas são os ácidos orgânicos voláteis especialmente o acético, o propiónico, o butírico e o Valério, bem como os ácidos fenólicos (Gomes, 2001). Por outro lado, entende-se por maturação como o potencial efeito do composto no crescimento das plantas (Gomes, 2008). Dada esta definição, espera-se que o crescimento das plantas seja um bom indicador do grau de maturação, no entanto esta relação nem sempre acontece (Rynk, 2003). Assim, o grau de maturação, que está intimamente dependente do tempo de reacção e da acessibilidade ao oxigénio, pode ser determinado através de testes de fitotoxicidade e ainda de factores de fácil observação ou determinação, tais como o escurecimento da cor, o cheiro característico a terra molhada (devido à presença de geosmina) e o abaixamento da temperatura. Outras análises laboratoriais podem ser realizadas e determinam com maior precisão a composição do composto, a sua qualidade microbiológica e o teor em matéria orgânica, especialmente as substâncias húmicas. Por seu lado, o grau de estabilização pode ser determinado através de testes de respirometria ou pelo teste de auto-aquecimento (Santos, 2007).

Muitos índices da maturidade do composto medem a estabilidade, contudo isto não é de todo descabido uma vez que quase todos os compostos devem apresentar um grau de maturação razoável quando estão estabilizados. Porém, é importante enfatizar que a estabilização por si só não determina o grau de maturação do composto (Rynk, 2003).

Com o objectivo de determinar parâmetros de avaliação do grau de maturação do composto, estudos da evolução da matéria orgânica durante o processo de compostagem (Castaldi *et al*, 2005) demonstraram a existência de uma forte correlação com o tempo de reacção, o que faz deste um bom parâmetro de avaliação. Os mesmos resultados foram obtidos num outro estudo, sugerindo-se que este parâmetro seja utilizado, pela facilidade e boa correlação com que se determina (Zmora-Nahum *et al*, 2005). Pelo contrário, a concentração em ácidos húmicos mostrou ser um parâmetro que por si só não é suficiente, uma vez que embora se verifique um aumento da sua concentração, esse aumento representa uma pequena percentagem relativamente ao valor inicial.

Ensaio de fitotoxicidade

O termo fitotoxicidade é normalmente usado para referir o fenómeno de acumulação de uma substância potencialmente nociva nos tecidos das plantas a um nível que afecta o crescimento óptimo e o desenvolvimento da planta (Santos, 2007). Estes testes de fitotoxicidade permitem avaliar o grau de maturação do composto e certificar que este não apresenta agentes de fitotoxicidade, uma vez que a produção de fitotoxinas em processos biooxidativos é característica da fase inicial do processo de decomposição da matéria orgânica, sendo a sua duração e intensidade dependente de vários factores. Para além de se poder avaliar a toxicidade do composto, o uso deste tipo de testes pode ser útil como parâmetro comum, quando se quer comparar diferentes sistemas de compostagem (Vitoriano e Pedrosa, 2008).

Os testes de fitotoxicidade mais correntemente utilizados são o teste de crescimento e o teste de germinação. Este último surgiu na tentativa de se encontrar métodos de mais curta duração, já que os testes de crescimento demoram um tempo considerável até ser possível obter os resultados (Haug, 1993). Neste estudo realizaram-se apenas testes de germinação devido à reduzida quantidade de composto obtida no final dos ensaios de compostagem.

Os testes de crescimento realizam-se em vaso, sendo a amostra de composto misturada em diferentes proporções com turfa (normalmente, 25% e 50% (v/v) de composto), e têm a duração de 15 dias para o crescimento de uma planta de fácil germinação/crescimento. Posteriormente a massa seca dos materiais vegetais obtidos é avaliada comparativamente à obtida num ensaio branco, apenas com turfa, que decorre em simultâneo para minimizar as diferenças das condições do ensaio (luz, frequência de rega, temperatura ambiente, evaporação, insolação, entre outras). O Índice de Crescimento (IC) é a relação entre a massa seca dos materiais vegetais obtidos nas amostras com composto e no branco. Nestes ensaios contabilizam-se de uma forma “integrada” a germinação das sementes e o crescimento das sementes germinadas, pois não se consegue distinguir quando a diferença entre os materiais vegetais do ensaio branco e dos ensaios com composto se deve ao efeito da toxicidade na germinação ou no crescimento da planta (Marques, 2008). A interpretação dos resultados é efectuada com base na tabela seguinte, Tabela 5, que consta na Proposta de Regulamentação para a Qualidade do Composto para Utilização na Agricultura (Gonçalves e Baptista, 2001).

Tabela 5 – Interpretação dos resultados da produção relativa, em ensaios de vaso

Situação	IC		Interpretação
	25% composto	50% composto	
A	>0,90	>0,90	O composto apresenta óptima qualidade e pode ser usado como substrato de suporte de culturas
B	>0,90	≤0,90	O composto está suficientemente maturado para ser usado como correctivo orgânico do solo mas não pode ser usado como constituinte de suportes de culturas
C	≤0,90	≤0,90	O composto não apresenta qualidade para ser usado como correctivo orgânico e a sua utilização é restrita

Os testes de germinação têm como objectivo comprovar os possíveis efeitos fitotóxicos do composto, e consistem em determinar, comparando com um ensaio em branco, a percentagem de germinação das sementes (Santos, 2007).

O teste de germinação é um teste biológico no qual a avaliação da fitotoxicidade é feita através da determinação do Índice de Germinação (IG) utilizando como semente a *Lepidium sativum*, a partir de diferentes concentrações de extracto aquoso por filtração (normalmente, 25% e 50% (v/v) de extracto), o qual se obtém por extracção da amostra de composto previamente humedecida a 90% durante 3 horas. A fim de permitir o crescimento das sementes, estas são colocadas em caixas de petri e levadas a uma estufa de incubação durante 24 horas. No final do teste, são contabilizadas as sementes germinadas e medidos os comprimentos das radículas. Um composto é considerado como sendo não fitotóxico se apresentar um IG superior a 60% para a diluição a 25% (v/v) (Santos, 2007).

Segundo Kapustka, 1997 citado por Vitoriano e Pedrosa (2008), o teste de germinação de sementes é relativamente insensível a muitas substâncias tóxicas, sendo que esta insensibilidade resulta de dois factores. O primeiro, deve-se ao facto de as plantas embrionárias terem armazenado as suas necessidades nutricionais isoladas do ambiente exterior e, por outro lado existirem compostos químicos que não podem ser absorvidos pelas mesmas devido à sua constituição. Nesse caso, o teste de crescimento das plantas em vaso supre as deficiências do teste com germinação de sementes em placas de petri.

Humificação

O grau de humificação, do latim *humu* que significa terra, é considerado um parâmetro de avaliação da estabilização e maturação do composto em muitos países europeus sem que, no entanto, seja um ponto de consenso (Katharina *et al*, 2007). As substâncias húmicas, especialmente os ácidos húmicos, representam a fracção estável da matéria orgânica do composto e são originadas durante o processo de humificação que é um processo bioquímico muito complexo, não estando perfeitamente entendidos os mecanismos envolvidos nem é conhecida uma fórmula estequiométrica da molécula dos ácidos húmicos (Smidt *et al*, 2008). Porém, são conhecidas as vantagens das substâncias húmicas quando aplicadas no solo, uma vez que é na fracção humificada que reside a grande maioria das propriedades que conferem valor fertilizante e ecológico à matéria orgânica dos solos, nomeadamente, o aumento da capacidade de troca catiónica que permite fixar nutrientes minerais, o aumento do poder tampão, a melhoria da estrutura, a regularização mediante a formação de quelatos estáveis, da biodisponibilidade e da mobilidade dos micronutrientes e metais pesados, entre outras (Santos, 1995).

Durante o processo de compostagem parte da matéria orgânica é mineralizada a dióxido de carbono, amónia e água e outra parte é transformada em substâncias húmicas. Os precursores básicos das substâncias húmicas são os principais grupos de matéria orgânica, ou seja, os hidratos de carbono, os lípidos, as proteínas e a lenhina (García-Gómez *et al*, 2005).

Os hidratos de carbono não poliméricos, por um lado, não têm um papel importante na formação das substâncias húmicas, no entanto incorporam-nas em níveis elevados podendo representar 20% a 30% do carbono húmico total. Pelo contrário, e apesar da sua abundância na natureza, a celulose nunca foi identificada nas substâncias húmicas, mas sim os produtos da sua hidrólise ácida ou enzimática (Gomes, 2001).

Os açúcares totais representam cerca de 30% dos ácidos húmicos, sendo a glucose o maioritário com 48%, seguido pela galactose com 22,5%, a manose com 14,5%, a arabinose com 9%, a xilose com 4,5% e a ramnose com 0,5%. A incorporação de monossacarídeos nos ácidos húmicos é feita através de pontes N-glucoside facilitadas pela existência de grupos amina ou outros grupos funcionais, na periferia e no centro das moléculas de ácidos húmicos (Gomes, 2001).

Depois dos monossacarídeos, o grupo de compostos mais importantes são os que possuem um núcleo aromático, constituindo a fonte dos vários fenóis e quinonas que são os directos precursores dos compostos húmicos (Gomes, 2001).

Do ponto de vista da humificação, a lenhina é importante não só porque existe em elevadas quantidades nos resíduos vegetais e é estável, mas também porque quimicamente é um polímero irregular com macromoléculas ramificadas consistindo em resíduos da substituição de álcoois e fenóis, o que cria a possibilidade de formação de diversos produtos resultantes da sua desintegração, não só de baixo peso molecular, mas também com grande peso molecular (Gomes, 2001).

A biodegradação aeróbia pode ser retardada devido à presença de lenhina, por inibição física. Tal ocorre devido a uma espécie de revestimento da celulose pela lenhina, diminuindo a área superficial disponível e evitando o acesso de enzimas e microrganismos à celulose facilmente degradável. Os substratos com conteúdos em lenhina entre os 10% a 30% apresentam uma biodegradação da fracção volátil semelhante e entre a 0,6 e 0,7.

Apesar de os microrganismos degradadores da lenhina ocorrerem naturalmente nos compostos, foi demonstrado que a inoculação com microrganismos especializados na degradação da lenhina acelera o processo e aumenta a qualidade do composto (Komilis e Ham, 2003). López *et al* (2006) estudaram quais os degradadores de lenhina mais eficazes e qual a composição óptima de substrato para promover esta capacidade. Vários são os estudos que demonstram que os fungos da podridão branca são os mais eficientes na degradação da lenhina, devido ao seu sistema lenhinolítico que consiste em peroxidase de magnésio, peroxidase de lenhina e lacase (Granit *et al*, 2007).

Por seu lado, o conteúdo em lípidos nos compostos húmicos situa-se entre os 4% e o 11% (Gomes, 2001).

O processo de humificação não ocorre unicamente na fase final da compostagem, mas antes, tem início logo no primeiro dia, com a formação de substâncias de baixo peso molecular que originarão substâncias húmicas cada vez que mais complexas e mais estáveis (Marques, 2008). Por este motivo, muitas vezes o processo de compostagem é definido e visto como uma tecnologia de humificação (Smidt *et al*, 2008).

A produção de mais ou menos ácidos húmicos durante o processo de compostagem vai depender do substrato a compostar, que é um aspecto crucial visto que são os produtos metabólicos dessas substâncias que vão ser os “blocos” constituintes dos ácidos húmicos, e do processo de compostagem em si (Katharina *et al*, 2007).

As substâncias húmicas formam o principal constituinte orgânico do solo e representam a forma mais evoluída e estável da matéria orgânica (Santos, 2007). Com base em algumas das suas propriedades, nomeadamente na sua solubilidade em ácidos e em bases, é possível dividir as substâncias húmicas em três fracções, os ácidos húmicos (AH) solúveis em soluções alcalinas e insolúveis em soluções ácidas, os ácidos fúlvicos (AF) solúveis em soluções alcalinas ou ácidas e, a humina que é insolúvel tanto em soluções alcalinas como ácidas (Granit *et al*, 2007). Os AH, obtidos pelo tratamento do extracto alcalino com um ácido mineral forte que os faz precipitar, representam a forma mais evoluída do húmus, com elevado peso molecular, enquanto os AF podem ser considerados como produtos intermédios da síntese dos AH ou como produtos do catabolismo destes, tendo um peso molecular inferior (Gomes, 2001).

Mas foram Boyd e Sommers, 1990 citado por Santos (2001), os autores que, de uma forma mais explícita, referem que as substâncias húmicas, nomeadamente os AH e AF, dos compostos têm características químicas e estruturais diferentes das originadas nos solos, pois apresentam maior teor de azoto, razões ponderais C/N mais baixas, menor acidez devida a grupos carboxilo e maiores relações H/C, indicadores de uma maior fracção de componentes alifáticos. Estas diferenças explicam-se pelo facto de os AH e os AF nos compostos se encontram associados a materiais proteicos e lipídicos, assim como outros componentes não húmicos, fruto da linearidade dos processos microbiológicos e químicos que conduzem à formação do composto (Santos, 2001).

No decurso da transformação microbiológica da matéria orgânica verificam-se grandes alterações nas substâncias húmicas, uma vez que o seu conteúdo aumenta ligeiramente no primeiro dia de processo, sendo esse aumento cada vez mais relevante (Gomes, 2001). Este processo de humificação pode ser acompanhado através da Taxa de Humificação (TH) que permite expressar essa evolução onde considera o facto de a matéria orgânica total ir diminuindo ao longo do processo, relacionando a quantidade de substâncias húmicas com o total de carbono presente, ou ainda através do Índice de

Humificação (IH) definido como a razão entre o carbono húmico e o carbono orgânico total (Senesi, 1989).

O azoto é também indispensável no processo de humificação, uma vez que sem ele não se formam as substâncias húmicas. Estas revelam possuir sempre o mesmo conjunto de aminoácidos ácidos, neutros e contendo enxofre, onde cerca de metade dos quais, é composta por ácido glutâmico e aspártico, glicina e alanina. Os aminoácidos têm um papel estrutural na formação das substâncias húmicas, devido ao anel fenólico a que estão directamente ligados (Gomes, 2001).

Novas técnicas têm sido desenvolvidas neste domínio, permitindo complementar a informação da TH e do IH, demonstrando que a maturação é difícil de definir por um só parâmetro (Gomes, 2001). Assim a análise das substâncias húmicas presentes no composto pode ser feita recorrendo a diferentes técnicas. Alguns exemplos são o método tradicional, baseado na solubilidade ácida e alcalina, a razão E4/E6 (grupo elementar e funcional dos AH), a FTIR, a electroforese, a espectroscopia de Ressonância Paramagnética Electrónica (*Electron Spin Resonance* – ESR) e a espectroscopia fluorescente (Senesi, 1989).

4.1.2. Humidade

A humidade é um parâmetro fundamental e que deve ser controlado desde o início do processo de compostagem, como durante todo o processo e, caso seja necessário ajustado para valores considerados óptimos, de modo a que gama varie entre os 50% e 60%, mantendo um teor suficiente que permita o metabolismo dos microrganismos.

O teor em humidade de um composto é facilmente determinado, no entanto, pode variar devido às diferenças de material componente, processo e condições de armazenamento. O composto com humidade inferior a 35% pode não estar totalmente estabilizado e tem a desvantagem de pulverizar com facilidade e tornar o seu manuseamento desagradável (Santos, 2007).

Porém, as especificações definidas para ser aceite como um composto corrente indicam que o teor em humidade deve ser inferior a 40%, com vista à sua utilização generalizada na agricultura (Brito, 2007).

4.1.3. pH

Os valores de pH na maior parte dos compostos varia entre os 6,0 e 8,0. No entanto, o valor final de pH de um composto depende muito do substrato, do processo de compostagem usado e da forma como este decorre. Pois, uma vez aplicados no solo, compostos com uma acidez ou uma alcalinidade excessivas podem estragar as raízes das plantas, inibir o desenvolvimento das mesmas, assim como o seu crescimento (Santos, 2007). Como tal, a gama de pH no qual se verifica o crescimento das plantas de modo regular e o indicado para ser aceite como um composto corrente é entre 5,5 e 8,5 (Brito, 2007). Contudo, existem compostos que possuem valores de pH fora deste intervalo que poderão ser utilizados no solo, mas para tal é necessário ter conhecimento dos motivos que conduziram a tais valores de pH (Marques, 2008).

4.1.4. Razão ponderal C/N

A razão ponderal C/N é um dos parâmetros químicos mais importantes a controlar no processo de compostagem, uma vez a qualidade do composto está dependente do seu valor inicial. Tal deve-se ao facto de esta poder fornecer informações de grande interesse quanto à previsão sobre se a aplicação de detritos orgânicos aos solos vai ou não determinar, ainda que, de um modo geral, temporariamente, a diminuição do teor de azoto disponível para as culturas (Santos, 1995).

No que diz respeito ao composto, o valor mais conveniente para a razão ponderal C/N é da ordem de 12 a 20, pois valores demasiado elevados traduzem-se no facto de o composto sequestrar azoto do solo após aplicação (Matos e Pereira, 2008). Porém, os mesmos valores poderão não ser válidos para substratos com elevados teores em lenhina, devido à indisponibilidade de carbono.

Também o quociente entre duas razões ponderais C/N inicial e final tem sido proposto para a avaliação do grau de maturação do composto, contudo este valor apenas é usado como referência e não como indicador absoluto (Santos, 2007).

4.1.5. Rótulo Ecológico

Conforme descrito no início deste capítulo e, com base nos critérios de qualidade, podemos distinguir três tipos de composto, ou seja, o composto corrente, o ecológico e o biológico.

O composto ecológico é definido como um produto que, pela sua qualidade, satisfaz os requisitos necessários para a atribuição do rótulo ecológico comunitário. Estes requisitos estão definidos na Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 Novembro de 2006, que revogou a anterior Decisão da Comissão 2001/688/CE de 28 Agosto de 2001, que estabelecia os critérios ecológicos para atribuição do rótulo ecológico comunitário aos correctivos de solos e aos suportes de cultura (Brito, 2007).

A atribuição do rótulo ecológico comunitário a um composto, permite-lhe ser utilizado como correctivo de solos, isto é, materiais adicionados ao solo no local para, principalmente, manter ou melhorar as suas propriedades físicas e que são susceptíveis de melhorar as suas propriedades ou actividades químicas e/ou biológicas (Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006).

Assim sendo, os critérios aos quais um composto deverá obedecer de modo a que lhe seja atribuído o rótulo ecológico, e de acordo com a Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006, são descritos na tabela seguinte, Tabela 6. Estes critérios destinam-se a promover, em especial a utilização de materiais renováveis e/ou a reciclagem de matéria orgânica derivada da recolha e/ou transformação de resíduos, contribuindo assim para a minimização dos resíduos destinados a aterro, assim como, a redução dos danos e riscos ambientais decorrentes de metais pesados e outros materiais perigosos, relacionados com a aplicação do produto (Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006).

Tabela 6 – Critérios para a atribuição a compostos do Rótulo Ecológico Europeu de acordo com a Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro

Parâmetro	Requisitos
Ingredientes	<ul style="list-style-type: none"> • Não podem conter turfa • O seu teor em matéria orgânica deve decorrer da transformação e/ou reutilização de resíduos • Podem conter lamas de depuração desde que provenham de uma só fonte e cumpram todos os critérios a seguir descritos, nomeadamente o teor em metais pesados • Só pode conter minerais que não tenham sido extraídos de sítios notificados de importância comunitária nem de rede Natura 2000
Limitação das substâncias perigosas [mg.kg ⁻¹] matéria seca	<ul style="list-style-type: none"> • Zn: 300, Cu: 100, Ni: 50, Cd: 1, Pb: 100, Hg: 1, Cr: 100, Mo*: 2, Se*: 1,5, As*: 10, F*: 200 <p>* apenas se contiverem materiais provenientes de processos industriais</p>
Contaminantes físicos	<ul style="list-style-type: none"> • Granulometria de 2 mm • Teor em vidro, metal e plástico inferior a 0,5%, em relação à matéria seca
Azoto	<ul style="list-style-type: none"> • Concentração máxima de 3%, em massa, e N inorgânico até 20% do N total
Comportamento do produto	<ul style="list-style-type: none"> • Fornecido sob a forma sólida e conter no mínimo 25% de massa seca e 20% de matéria orgânica em relação à massa seca • Não podem ter efeitos negativos na germinação das plantas ou no seu crescimento posterior
Saúde e segurança	<ul style="list-style-type: none"> • Não podem exceder os níveis máximos de agentes patogénicos primários: <ul style="list-style-type: none"> - <i>Salmonella</i>: ausentes em 25g - Ovos de helmintas: ausentes em 1,5g - <i>E. coli</i>: <1000 NMP.g⁻¹ (NMP: número mais provável)
Sementes e propágulos	<ul style="list-style-type: none"> • O conteúdo de sementes de infestantes ou de partes de infestantes agressivas capazes de reprodução vegetativa não pode exceder 2 unidades por litro
Informações fornecidas com o produto	<ul style="list-style-type: none"> • Nome e endereço da entidade responsável pela colocação do produto no mercado • Descriptor que identifique o tipo do produto e que inclua a designação “correctivo de solos” • Código de identificação do lote • Quantidade (em massa ou volume) • Indicação das principais matérias (que excedam 5% do volume) utilizadas no fabrico do produto <p>E ainda:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Condições de armazenamento e data-limite de utilização recomendadas • Instruções para um manuseamento e utilização seguros • Descrição dos fins a que se destina o produto e indicação de quaisquer restrições à sua utilização • Indicação dos grupos específicos de plantas aos quais o produto se destina • pH e razão ponderal C/N • Declaração relativa à estabilidade da matéria orgânica (estável ou muito estável) em conformidade com normas nacionais ou internacionais • Métodos de utilização recomendados • Em aplicações não profissionais: dose de aplicação recomendada, expressa em quilogramas ou litros de produto por unidade de superfície (m²) por ano
Informações a figurar no rótulo ecológico	<ul style="list-style-type: none"> • A caixa 2 do rótulo ecológico deve incluir: <ul style="list-style-type: none"> - contribui para reduzir a poluição dos solos e das águas - promove a reciclagem dos materiais - contribui para melhorar a fertilidade do solo

4.2. VANTAGENS DA APLICAÇÃO DO COMPOSTO NO SOLO

Face à expansão e aumento do uso dos adubos minerais na agricultura desde meados do século XIX, os rendimentos dos agricultores que têm vindo a utilizar criteriosamente tais produtos não têm cessado de progredir. Contudo, desde os anos 70 do presente século, os rendimentos agrícolas na Europa não progridem a tão elevado ritmo, não obstante os crescentes esforços para contrariar essa tendência. Isto levou a que se repensasse o papel benéfico dos diversos tipos de matéria orgânica sobre a fertilidade dos solos, a produtividade das culturas e os rendimentos dos agricultores. A menos que se efectuem reposições, os solos vêm-se gradualmente empobrecendo em matéria orgânica devido aos processos de mineralização por ela sofridos, sendo este problema agravado em condições climáticas características dos sistemas de agricultura mediterrânicos (Santos, 2001).

Assim, a aplicação de compostos no solo, quando feita correctamente e tendo em atenção as características do próprio composto, do solo, da cultura, do clima, entre outros (Santos, 2007), não só vem diminuir o uso dos adubos minerais, e todas as consequências que tal acarreta, mas principalmente porque a matéria orgânica desempenha, de facto, um papel benéfico insubstituível nos solos, pelas seguintes razões (Santos, 2001):

- Permite a aglomeração de partículas minerais, contribuindo assim para que o solo apresente melhor estrutura, com efeitos benéficos nos movimentos de água, do ar e as raízes das plantas;
- Transmite ao solo uma cor mais escura, permitindo uma maior absorção de calor, o que, aliado a um maior conteúdo do teor de água do solo, contribui para aumentar e regularizar a sua temperatura;
- Amplia a capacidade de hidratação e de troca iónica, o que contribui para o aumento da retenção da água e de nutrientes e para a retenção física, por adsorção, de substâncias tóxicas e de pesticidas;
 - Aumenta o poder tampão e reduz a erosão do solo;
 - Proporciona às plantas a possibilidade de uma forma gradual proceder à absorção de nutrientes, através do estímulo do seu sistema radicular;
 - Tem poder complexante em relação a alguns elementos, como o alumínio, o que reduz os riscos de fitotoxicidade e aumenta as disponibilidades de fósforo no solo;
 - Fornece suporte energético e nutritivo aos microrganismos do solo;
 - Liberta diversas substâncias de interesse para as plantas e outros organismos aquando da sua decomposição;
 - Contribuem para a redução da densidade aparente dos solos e para evitar incrustações de superfície que reduzem a lixiviação dos solos, e
 - Menor probabilidade de transmitir pragas e doenças às plantas.

A aplicação de compostos favorece ainda o desenvolvimento de microrganismos benéficos, uma vez que promove melhores condições para o seu desenvolvimento, como a criação de condições de arejamento. Ainda, quando aplicados em solos contaminados, acelera o processo de degradação de contaminantes orgânicos (Santos, 2007).

Como se pode ver, várias são as vantagens do ponto de vista ecológico que incentivam o uso de correctivos orgânicos nos solos. A Agricultura Biológica é uma prática que tem sido crescente em Portugal e, privilegia o uso de boas práticas de gestão da exploração agrícola, em lugar do recurso a factores de produção externos, através do uso

de métodos culturais, biológicos e mecânicos em detrimento da utilização de materiais sintéticos (Agrobio, 2009). O aumento da Agricultura Biológica em Portugal seria benéfico para os solos e agricultura, uma vez que esta prática não permite o uso de adubos azotados de síntese, daí ser necessário recorrer a adubos orgânicos e correctivos de solo para fornecer às plantas os nutrientes necessários e proporcionar aos solos a matéria orgânica humificada para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas deste (Santos, 2001). Contudo e apesar de tudo isto, a realidade económica trava uma possível tendência para a expansão generalizada. A principal razão para que tal aconteça é o elevado preço do produto praticado no nosso país, apesar da quantidade enorme de resíduos que podem ser usados na compostagem e que estão disponíveis (Marques, 2008).

É de salientar que todas estas vantagens só são validas para o caso de o composto estar devidamente estabilizado e maturado e possuir as características desejadas referidas.

Importa ainda referenciar que a aplicação correcta de compostos orgânicos pode ter um efeito positivo nos níveis de carbono nos solos. Em 1990 as emissões de CH₄ provenientes do sector agrícola representavam 41% da emissão total deste gás. Relativamente ao N₂O essa fracção foi de 51%. Considerando estes dois gases e ainda o CO₂, as emissões de GEE provenientes da agricultura totalizaram 11% de todas as emissões de GEE na união europeia, de acordo com o Grupo de Trabalho de Agricultura do Programa Europeu para as Alterações Climáticas. Por outro lado, o potencial dos solos agrícolas para funcionarem como depósito de carbono sugere que tal pode contribuir significativamente para o cumprimento dos objectivos da União Europeia nesta matéria – redução de 8% entre 2008 e 2012, relativamente a 1990 – pelo que o Painel Intergovernamental em Alterações Climáticas identificou o sequestro de carbono como uma medida de mitigação dos GEE para a agricultura. Na Comunicação da Comissão para a Protecção do solo, é dado ênfase ao papel da matéria orgânica e estabelece-se um objectivo promovendo a utilização de produtos compostados de elevada qualidade para situações como a desertificação e a erosão, evitando cheias e promovendo assim a retenção do carbono no solo. Assim, a aplicação da matéria orgânica dependendo da taxa de aplicação pode contribuir tanto para a retenção do carbono no solo ao longo do tempo como para reduzir a taxa à qual a matéria orgânica é retirada do solo, ou seja, a aplicação de compostos no solo é um processo de sequestro limitado no tempo, pois o carbono acabará por ser libertado para a atmosfera. Deste modo a redução das emissões de CO₂ através da aplicação de compostos é uma forma de “comprar” tempo enquanto outras estratégias são desenvolvidas (Favoino *et al*, 2008).

Outros efeitos resultantes da utilização de fertilizantes orgânicos, nomeadamente o composto, são a redução do uso de pesticidas, evitando a emissão de GEE associados à sua produção, além de todos os outros benefícios ambientais, a melhoria na prática da lavoura e na facilidade de manuseamento, reduzindo assim o consumo de combustíveis fósseis. A diminuição da necessidade de rega na época de seca e aumento da retenção da humidade na época de chuvas, prevenindo as cheias e diminuindo as lixiviações são aspectos que ajudam à mitigação dos impactes relacionados com as alterações climáticas (Favoino *et al*, 2008).

4.3. LIMITAÇÕES DA APLICAÇÃO DE COMPOSTO NÃO MATURADO NO SOLO

A utilização de compostos imaturos pode trazer consequências adversas ao solo, especialmente, a diminuição das concentrações de oxigénio no solo resultantes dos rácios

de mineralização microbiana elevados, a acumulação excessiva de azoto, fósforo ou outros nutrientes e ainda a liberação de fitotoxinas. Assim, estimativas fiáveis da estabilidade, maturidade e disponibilidade de nutrientes dos compostos são especialmente importantes para planear e implementar a melhor utilização destes nas estratégias de gestão do solo. Particularmente, a avaliação da estabilidade do composto envolve a medição da taxa de respiração microbiana, feita através da produção de CO₂, e pode também incluir a medição da produção de NH₃. Em alternativa, a quantificação da lentidão ou componentes não degradáveis, incluindo os ácidos húmicos e fúlvicos, os processos de humificação e as fibras ou a lenhina, fornecem informações sobre os componentes do composto que contribuem directamente para a estabilidade da matéria orgânica no solo (Hutchinson e Griffin, 2008). Segundo Zucconi *et al* (1981a), a aplicação de compostos não maturados nos solos causam sérios danos aos sistemas radiculares das plantas.

A toxicidade no processo de compostagem varia e parece seguir um determinado padrão, sendo bastante baixa antes do processo, aumenta numa fase intermédia e cai para zero no final da compostagem, embora a reacção à toxicidade dependa da espécie ou variedade da planta (Bertoldi *et al*, 1983). Assim, a aplicação precoce de compostos não maturados causam problemas no crescimento das plantas sobretudo devido à elevada razão ponderal C/N e à volatilização de amoníaco. Contudo e, embora não haja dúvidas de que uma elevada razão ponderal C/N causa uma depressão da produção vegetal, tal não deve ser encarado como um problema de fitotoxicidade, mas sim um problema de competição pelo azoto entre as plantas e a microrganismos do composto e do solo (Zucconi *et al*, 1981a). No entanto, é possível minimizar os problemas que advêm do uso de compostos com elevada razão ponderal C/N no solo, misturando esses compostos com outros de razões ponderais C/N mais baixas ou com suplementos azotados, sem que tal procedimento tenha a garantia de que o fenómeno depressivo deixe de surgir na sequência da aplicação de um produto não maturado (Santos, 2001). Hirai *et al*, 1986 citado por Santos (2001), com base em ensaios de crescimento vegetal sobre compostos não maturados, concluíram que o efeito inibidor do crescimento vegetal era também causado pela presença de ácidos gordos de baixo peso molecular, sobretudo ácido propiónico e ácido butírico e ainda o elevado teor em sais, a que, segundo Zucconi *et al*, 1984 citado por Santos (2001), se acrescentariam outras fitotoxinas, de origem fenólica. De referir ainda, que são de encarar os riscos de efeito depressivo na produção por contaminação devida a metais pesados, dado que, para além de representarem um risco para a saúde pública ao se integrarem na cadeia alimentar, interferem directamente nos processos fisiológicos do crescimento vegetal.

Em suma, o efeito depressivo no crescimento vegetal causado pela utilização de compostos não maturados resulta sobretudo da acção conjugada de uma ou várias razões mencionadas anteriormente. Por outro lado, é importante saber quando se dá a completa maturação do composto ou, o que é cronologicamente o mesmo, em que momento a fitotoxicidade se anula, pois isso significa que, sob este ponto de vista, se pode aplicar o composto sem problemas para as culturas. Porém ainda não existe um consenso na investigação sobre este assunto, pois enquanto Vaz e Valente, 1992 citado por Santos (2001), sugerem um índice assente na razão C/N e Roletto *et al*, 1985 citado por Santos (2001), propõem índices baseados nos teores de celulose e lenhina, já Zucconi *et al* (1981a) propõem um índice de germinação para avaliar o grau de maturação do composto.

Recentemente, Hutchinson e Griffin (2008) avaliaram a relação entre a idade e os parâmetros de estabilidade do composto, a partir de um substrato constituído por resíduos de peixe e de ouriço-do-mar em processamento, esterco de novilho, resíduos de silagem e

lascas de madeira. Esses parâmetros incluem diversas medidas comuns de qualidade do composto, como o teor em carbono, azoto e a taxa de respiração microbiana, bem como a determinação de duas outras medidas, a extracção com o detergente de fibra neutro (*Neutral Detergent Fiber* – NDF) e conteúdo em lenhina. A relação entre a estabilidade e cada constituinte do composto foi avaliada por meio de regressões lineares simples. Alguns parâmetros amplamente usados, como a concentração dos elementos de carbono e azoto e a razão ponderal C/N não estão relacionados robustamente com a estabilidade do composto, ou com outras características do composto, variaram muito pouco durante a maturação do composto. Por outro lado, a evolução de CO₂ mostrou uma forte relação linear com a idade do composto, apresentando um coeficiente de correlação elevado, $r^2 = 0,82$. Do mesmo modo, a concentração da fibra e da lenhina aumentava durante a maturação do composto, isto é, quanto mais facilmente existisse carbono disponível para ser utilizado pelos microrganismos, apresentando um coeficiente de correlação entre $r^2 = 0,70$ a $0,80$. Estes resultados indicam que quer a respiração microbiana, quer a análise das fibras podem ser usadas para estabelecer relativas diferenças na estabilidade do composto. Os resultados obtidos suportam inúmeros relatórios anteriores, porém poucos destes projectos de pesquisa têm recorrido a concentração de fibras, nomeadamente por extracção com o NDF e ao conteúdo em lenhina, como uma característica do composto. Contudo, ambos estes parâmetros foram bem sucedidos a caracterizar a estabilidade do composto, uma vez que não são directamente influenciadas pelas condições ambientais, tornando-se instrumentos adequados para avaliar a estabilidade do composto (Hutchinson e Griffin, 2008).

CAPÍTULO 5 – ENSAIOS LABORATORIAIS DE COMPOSTAGEM

5.1. OBJECTIVOS

De seguida serão expostos os objectivos, geral e específicos, que estão por detrás deste estudo.

5.1.1. Objectivo geral

O trabalho realizado consistiu na averiguação em condições controladas da apetência de vários géneros de papel de cozinha, como o guardanapo de folha simples, o rolo de cozinha e o papel *Kraft* fino, assim como o saco de plástico biodegradável, para serem degradados no processo de compostagem quando incorporados numa mistura de resíduos alimentares e de jardim, o “Bio-resíduo”.

5.1.2. Objectivos específicos

A averiguação da apetência à degradação por compostagem dos vários géneros de papel de cozinha, assim como do saco de plástico biodegradável, teve por base os seguintes objectivos:

- Testar a “performance” do sistema de compostagem acelerado (em reactor) na estabilização deste tipo de resíduo;
- Determinar as características físicas e químicas do resíduo que podem influenciar o processo de compostagem;
- Operar em condições isotérmicas e esclarecer o efeito da temperatura na velocidade de degradação;
- Optimizar as condições de temperatura e arejamento, e
- Concluir sobre qual o género de papel de cozinha ou o saco de plástico biodegradável que conduz a melhores graus de estabilização.

5.2. INSTALAÇÃO LABORATORIAL

Todos os sistemas laboratoriais têm como base a operação de reactores, uns de maior outros de menor dimensão, mas em todos eles a quantidade de substrato que comportam não é suficiente para conservar a energia calorífica gerada e que se perde por condução para o ambiente, devido a uma excessiva área de transferência de calor por unidade de volume. Assim, em todas as montagens laboratoriais os reactores estão rodeados por material isolante ou imerso num banho termostaticado (Gomes, 2001).

Na operação laboratorial utilizou-se uma instalação composta por 6 unidades fundamentais interligadas entre si: 4 reactores (A), unidade de controlo térmico (B), unidade de medida (C), unidade de controlo (D), analisador de CO₂ (E) e o computador (F), de acordo com a figura seguinte, Figura 8.

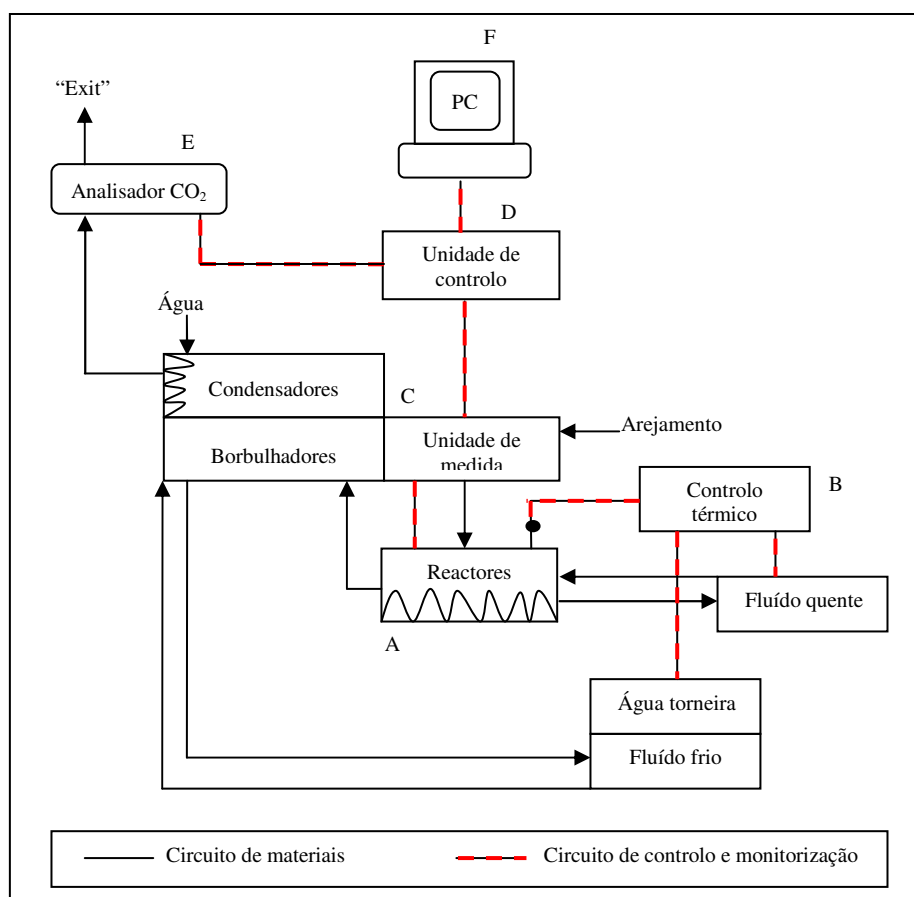


Figura 8 – Representação esquemática da instalação laboratorial (adaptado de Marques, 2008)

O centro da instalação consiste num sistema de reactores, sem agitação mas como revolvimento periódico – o que implica a paragem do processo – isotérmico, ou seja, com recurso a uma fonte de calor externa para a manutenção da temperatura num determinado valor fixo e com fornecimento forçado de ar. Os quatro reactores, Figura 9, são independentes do ponto de vista operacional, estando interligados de modo paralelo. Cada um deles, Figura 10, cilíndricos e constituídos em aço inox 316, possui uma parede dupla, permitindo a existência de uma bainha de 3 mm de espessura onde é possível fazer-se circular um fluído (água) quente ou frio que funciona como permutador de calor. As suas dimensões são 300 mm de altura, 140 mm de diâmetro, o que equivale a um volume vazio de 4,62 dm³. No interior é encaixado um cesto em malha de aço, móvel que é o suporte físico para a massa de sólidos. Deste modo, o volume útil do reactor reduz-se para 3,53 dm³. Cada reactor possui uma tampa, em vidro acrílico de 30mm de espessura onde estão acopladas as sondas de temperatura e a entrada e saída da ventilação. Na base de cada um deles, podem ainda ser encontrados orifícios que possuem válvulas para a extracção de lixiviados. De forma a favorecer o contacto entre o ar e o substrato, existe um tubo vertical no centro do reactor, perfurado (Gomes, 2001).



Figura 9 – Vista frontal dos quatro reactores de compostagem da instalação



Figura 10 – Pormenor de um reactor de compostagem da instalação

Associada aos reactores está a unidade de controlo térmico, Figura 11, através da qual é possível controlar o calor que é fornecido ao substrato em compostagem em cada um deles. Este controlo é feito através de 4 sondas Pt100, inseridas a meia altura no reactor, cada uma das quais ligadas a um controlador de leitura digital onde se fixa previamente a temperatura operacional desejada para o respectivo reactor durante o processo de compostagem (Gomes, 2001).



Figura 11 – Unidade de controlo térmico da instalação

Assim, sempre que a temperatura da substrato de compostagem se apresenta acima ou abaixo da temperatura fixada, recorrendo a um sistema de válvulas, é feita a admissão, respectivamente, de um fluído frio (água da torneira) ou quente (proveniente de banhos de água) nas bainhas dos reactores. Os banhos são mantidos a temperaturas superiores às fixadas no controlador, uma vez que a quantidade de substrato que os reactores comportam não é suficiente para a conservação da energia calorífica gerada, como referido anteriormente. A temperatura do reactor é, portanto, mantida constante através da transferência de calor através da parede do próprio reactor, sendo por isso um sistema isotérmico (Gomes, 2001).

Por outro lado, os reactores estão directamente ligados a uma unidade de medida, Figura 12, constituída por 4 rotâmetros, munidos com 4 válvulas de agulha, um medidor de fluxo mássico (ALBORG 0-2000 cm³) e 17 válvulas electromagnéticas de três vias cujos objectivos são fazer variar o sentido do arejamento, fazer a amostragem do ar de entrada e do ar de exaustão dos reactores. O ar é então encaminhado quer para o analisador de CO₂, quer para o caudalímetro. Este processo pode ser feito de modo manual ou automático. Neste ultimo caso, a operação da unidade é feita através da unidade de controlo (Gomes, 2001).



Figura 12 – Unidade de medida da instalação

A unidade de controlo, Figura 13, torna-se assim peça fundamental do automatismo da instalação, uma vez que é a unidade que estabelece o contacto entre placas. Esta unidade é constituída por (Gomes, 2001):

- Interface de multiplexagem, específica da aplicação;
- Duas placas PCLD 786 de SSR's e relay's, para comando das electroválvulas;
- Uma placa PCLD 889 com circulação de junção fria, para ligação a termopares;
- Uma ramificação para o analisador de CO₂, Vaisala CARBOCAP Carbon Dioxide Module GMM111, e
- Ramificação para o computador, através de uma placa de aquisição nele instalada, PCL 818, que converte os sinais analógicos em digitais.

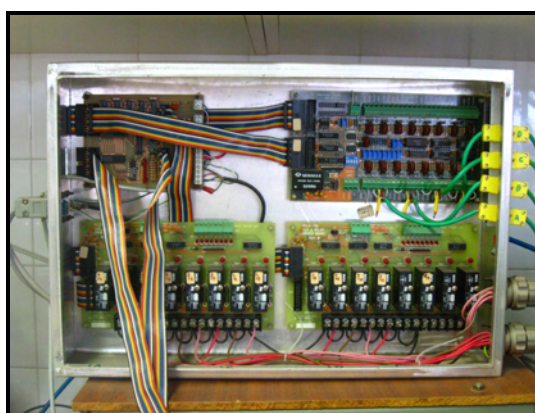


Figura 13 – Unidade de controlo da instalação

O analisador de CO₂, Figura 14, é uma unidade periférica e pode medir concentrações até 20% de CO₂. O analisador é apropriado para bioreactores e funciona por análise de fluxo. O sinal é devolvido de modo analógico em voltagem (Marques, 2008).

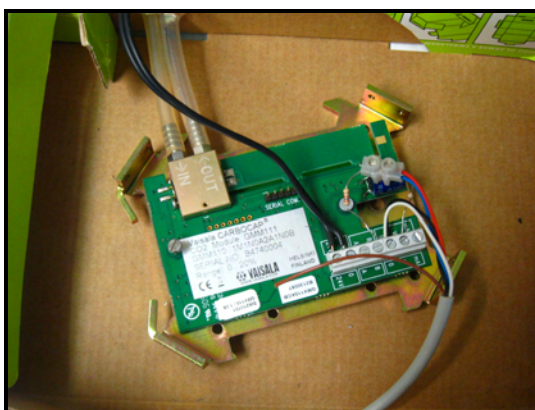


Figura 14 – Analisador de CO₂ da instalação

Toda a gestão da unidade de controlo, assim como o registo e armazenamento cronológico dos resultados devolvidos pelo analisador, da temperatura e dos caudais é feito pelo computador associado, Figura 15, recorrendo a um programa desenhado especificamente para o efeito, com o qual se pode interagir através de comandos simples num editor de texto (Gomes, 2001).



Figura 15 – Computador associado à instalação

5.3. PLANO EXPERIMENTAL

Os ensaios experimentais realizados neste estudo podem dividir-se em três diferentes fases, como se pode observar na Tabela 7. Em cada uma das fases foi realizado um ensaio de controlo – branco – utilizando como substrato uma mistura de resíduos orgânicos domésticos que será descrita no ponto 5.4.1. (ver Tabela 8), de forma a existir um critério de comparação ao nível da biodegradabilidade no processo de compostagem com os restantes ensaios. A 1ª fase ocorreu de modo isotérmico no qual os quatro reactores operaram numa temperatura da gama mesófila, cerca de 40°C. A justificação para a escolha deste valor está relacionada com o facto de na gama mesófila, os 40°C se aproximarem da temperatura à qual Tang *et al* (2007) verificaram a taxa cumulativa máxima de consumo de O₂, isto é, aos 43°C. Nesta fase o caudal de alimentação utilizado foi de 0,15 dm³.min⁻¹, uma vez que e, numa fase preliminar estimou-se, através do valor da massa de substrato utilizado no reactor em base seca e do teor em sólidos voláteis presentes nesta, o caudal de alimentação necessário à actividade microbiana, cerca de 0,12 dm³.min⁻¹. Assim, para evitar que o caudal de alimentação fosse um parâmetro limitante no processo de compostagem e de forma a assegurar o oxigénio necessário aos microrganismos optou-se por aumentar ligeiramente o caudal, tendo em conta o valor necessário estimado. O substrato orgânico de base usado nesta 1ª fase, assim como nas seguintes, é constituído pela mistura de resíduos orgânicos domésticos. Assim, em três dos reactores foi utilizada a mistura de resíduos orgânicos domésticos do ensaio em branco à qual foi adicionado 14% (m/m base seca) de vários tipos de papel, nomeadamente, o guardanapo de folha simples, o rolo de cozinha e o papel Kraft fino, enquanto o quarto representava o ensaio branco, ver Tabela 7. Apesar de Francou *et al* (2008) afirmarem que o papel é compostável quando apresenta nas misturas iniciais valores entre 21% a 38% em base seca, pois aumenta a fracção de celulose que é favorável à rápida estabilização da matéria orgânica, este estudo teve por base o uso de jornais e caixas de cartão que apresentam características ligeiramente diferentes dos papéis usados no estudo em questão. Porém, e, segundo

Alvarez *et al* (2009) percentagens de papel entre os 12% e 27% apresentam elevados níveis de biodegradação num curto espaço de tempo, cerca de 45 dias, e uma vez que os tipos de papéis usados nesse estudo apresentam características mais próximas aos deste, optou-se por usar uma percentagem de papel inicial mais próxima desta gama de valores e que de certa forma exprimisse a quantidade deste tipo de papel que se encontra normalmente no lixo doméstico.

Seguiu-se a 2ª fase, previamente planeada de acordo com os resultados obtidos na fase anterior, designadamente o problema da humidade excessiva e os maus odores presentes no substrato ao longo de todo o processo de compostagem. Assim, esta realizou-se de forma isotérmica no qual os quatro reactores operaram desta vez numa temperatura da gama termófila, ou seja, cerca de 55°C. Esta escolha justifica-se com o facto de Tang *et al* (2007) terem verificado que na gama dos 50°C aos 60°C ocorre o máximo da compostagem termófila, para além da tentativa de minimizar os problemas inerentes à existência de um elevado teor de humidade. Por outro lado, os estudos de Nakasaki *et al* (1985) consideraram que a temperatura de 55°C representava uma temperatura em que era possível encontrar um equilíbrio entre o número de células viáveis, a taxa de produção de CO₂ e o grau de conversão. À semelhança dos ensaios da primeira fase, o caudal de alimentação utilizado nestes ensaios foi de 0,15 dm³.min⁻¹, uma vez que foi mantido o mesmo substrato em qualidade e proporções. Assim em três dos reactores foi utilizada mais uma vez a mistura de resíduos orgânicos domésticos juntamente com os 14% (m/m base seca) dos vários tipos de papel, enquanto o quarto representava mais uma vez o ensaio em branco, ver Tabela 7.

Na terceira e última fase realizaram-se quatro ensaios que dependeram igualmente dos resultados obtidos até então. Dos ensaios anteriores, nomeadamente, da primeira para a segunda fase, o problema da humidade apesar ter diminuído continuou a persistir, principalmente durante o processo de compostagem. Assim, esta 3ª fase decorreu estabelecendo dois patamares de temperatura e um controlo do valor de pH. Quando o substrato apresenta um valor de pH baixo, o que é o caso, é possível aumentar esse valor prolongando a fase mesófila. Deste modo, nestes ensaios manteve-se o valor da temperatura do sistema na gama mesófila, 40°C, e assim que o valor de pH subiu para valores próximos do neutro o valor da temperatura foi aumentado para a gama termófila, 55°C. Ao contrário dos ensaios anteriores, e uma vez que os resultados obtidos para o guardanapo de folha simples e rolo de cozinha eram muito próximos, optou-se por apenas utilizar um destes tipos papel e substituir o outro pelo saco de plástico biodegradável, objecto de elevado interesse e estudo nos últimos anos. Em três dos reactores foi utilizada a mistura de resíduos orgânicos domésticos do ensaio em branco à qual foi adicionado 43% (m/m base seca) do guardanapo de folha simples e do papel *Kraft* fino e 15% (m/m base seca) do saco de plástico biodegradável, sendo que o quarto representava o branco, ver Tabela 7. Com este elevado teor de papel tentou-se perceber quais são os efeitos provocados ao substrato no decorrer do processo. É de salientar a elevação do caudal de alimentação para 0,30 dm³.min⁻¹ num esforço para remover a humidade em excesso, sem que este se torne um parâmetro limitante para o processo, e uma vez que a percentagem de papel é superior nesta fase.

No caso específico dos ensaios realizados, o controlo da temperatura foi feito através do aquecimento/arrefecimento do reactor, pois inserido no interior de cada reactor está uma sonda de temperatura que mede a temperatura no seu interior. Esta temperatura é declarada na unidade de controlo térmico que, por meio de um sistema de válvulas permite

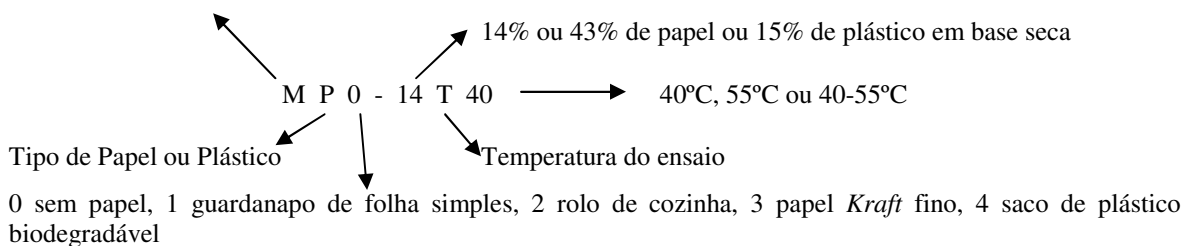
a passagem de um fluído quente ou frio, de acordo com a necessidade, de modo a mantê-la próxima do valor desejado e pré-estabelecido.

Tabela 7 – Condições operacionais dos ensaios experimentais

1ª Fase				
Substrato Orgânico	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 14% guardanapo de folha simples	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 14% rolo de cozinha	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 14% papel <i>Kraft</i> fino	Mistura de resíduos orgânicos domésticos
Temperatura	40°C	40°C	40°C	40°C
Caudal de alimentação	0,15 dm ³ .min ⁻¹	0,15 dm ³ .min ⁻¹	0,15 dm ³ .min ⁻¹	0,15 dm ³ .min ⁻¹
Ensaio	MP1-14T40	MP2-14T40	MP3-14T40	MP0T40
2ª Fase				
Substrato Orgânico	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 14% guardanapo de folha simples	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 14% rolo de cozinha	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 14% papel <i>Kraft</i> fino	Mistura de resíduos orgânicos domésticos
Temperatura	55°C	55°C	55°C	55°C
Caudal de alimentação	0,15 dm ³ .min ⁻¹	0,15 dm ³ .min ⁻¹	0,15 dm ³ .min ⁻¹	0,15 dm ³ .min ⁻¹
Ensaio	MP1-14T55	MP2-14T55	MP3-14T55	MP0T55
3ª Fase				
Substrato Orgânico	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 43% guardanapo de folha simples	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 43% papel <i>Kraft</i> fino	Mistura de resíduos orgânicos domésticos + 15% saco de plástico biodegradável	Mistura de resíduos orgânicos domésticos
Temperatura	40-55°C	40-55°C	40-55°C	40-55°C
Caudal de alimentação	0,30 dm ³ .min ⁻¹	0,30 dm ³ .min ⁻¹	0,30 dm ³ .min ⁻¹	0,30 dm ³ .min ⁻¹
Ensaio	MP1-43T40-55	MP3-43T40-55	MP4-15T40-55	MP0T40-55

Observações:

Mistura de resíduos orgânicos domésticos



Posteriormente a estes ensaios na unidade laboratorial de compostagem procedeu-se à avaliação da qualidade do composto obtido através de um ensaio de fitotoxicidade, nomeadamente, o teste de germinação.

5.4. CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO ORGÂNICO

O substrato orgânico em estudo trata-se de uma mistura de resíduos orgânicos domésticos à qual se juntou vários géneros de papel de cozinha e o plástico biodegradável.

Para a caracterização do substrato orgânico foram analisados diferentes parâmetros, tais como o pH, a humidade, o teor em sólidos voláteis, o teor em cinzas, o teor em lípidos, as fibras (hemicelulose, celulose e lenhina), o teor em azoto (Kjeldhal e amoniacal), o teor em proteínas, os hidratos de carbono não fibra (que representa os outros glúcidos para além das fibras), a razão ponderal C/N e estimada a composição elementar (C, H, O e N), determinados no início de cada um dos ensaios, assim como no final, isto é, no composto. Contudo, no decorrer dos ensaios apenas alguns destes parâmetros foram determinados de forma a acompanhar a evolução do processo de compostagem, nomeadamente o pH, quer do lixiviado quer da massa em compostagem, e a humidade.

5.4.1. Substrato Orgânico Base

No que diz respeito ao substrato orgânico de base usado neste estudo este é constituído por uma mistura de resíduos orgânicos domésticos de origem alimentar e de jardim. É uma massa heterogénea, multicolor, porém onde predomina a cor verde devido à composição de resíduos que a caracteriza.

A escolha, quer dos alimentos que fazem parte da mistura quer das suas proporções, foi baseada nos hábitos alimentares da maioria dos Aveirenses. Assim, os alimentos consumidos em maiores quantidades e, consequentemente produzidos como resíduos no nosso lixo doméstico, foram a alface, o tomate, a cenoura, a couve, a laranja e a batata. Na escolha destes alimentos deu-se especial atenção para o facto de serem alimentos comercializados ao longo de todo o ano, isto significa que foram excluídos deste estudo alimentos que, apesar de consumidos em quantidades apreciáveis, são característicos de uma determinada época do ano, como é o caso da fruta da época ou determinados legumes. Contudo, a definição mais recente de “Bio-resíduo” para além dos resíduos alimentares engloba também os resíduos de jardim. Por outro lado, a necessidade de colmatar alguns problemas que possam surgir no início do processo de compostagem relacionados com o substrato, nomeadamente a razão ponderal C/N, é feita através do uso dos resíduos de jardim pois são ricos em azoto. Assim, e por estas duas razões, a adição de resíduos de jardim, como as podas de jardim e a relva, para além de presentes e característicos de muitas habitações, revelaram-se extremamente importantes no estudo, quer pelo fornecimento de azoto quer pela criação de porosidade no substrato. É de realçar o uso de borra de café que normalmente é utilizada nestes processos de compostagem para minimizar os maus odores que possam surgir.

De acordo com o que já foi referido, em todos os ensaios, 1ª, 2ª e 3ª fase, este substrato orgânico de base é colocado num dos reactores, sempre na mesma posição, sem qualquer adição de papel ou plástico, isto é, apenas apresenta a mistura de resíduos orgânicos domésticos, de forma a operar como branco.

Assim, a Tabela 8, representa a composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase, MP0T40, MP0T55 e MP0T40-55, respectivamente, uma vez que possuem o mesmo substrato orgânico, variando apenas as condições operacionais.

Tabela 8 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos

Componente i	w_{iH} [kg i btq.kg H btq ⁻¹]	w_{wi} [kg H ₂ O.kg H btq ⁻¹]	w_{iR} [kg i bs.kg R bs ⁻¹]
Alface	0,058	0,958	0,014
Tomate	0,079	0,942	0,026
Cenoura	0,158	0,904	0,087
Couve	0,084	0,883	0,056
Laranja	0,084	0,757	0,117
Batata	0,411	0,798	0,475
Podas de jardim	0,053	0,566	0,131
Relva	0,053	0,839	0,049
Borra de café	0,021	0,632	0,044

Para uma correcta caracterização da mistura dos resíduos orgânicos domésticos foram determinados os parâmetros que se encontram resumidos na Tabela 9. Para tal os métodos utilizados na sua determinação encontram-se descritos no final deste capítulo, ponto 5.5.2., na Tabela 16.

Tabela 9 – Caracterização inicial da mistura de resíduos orgânicos domésticos

Parâmetro	Ensaio	MP0T40, MP0T55 e MP0T40-55
pH		5,43
Humidade [% m/m, btq]		81,66
Massa [g, bs]		183,80
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		93,24
Cinzas [% m/m, bs]		6,76
Lípidos [% m/m, bs]		2,78
Fibras [% m/m, bs]		34,07
Hemicelulose [% m/m, bs]		17,14
Celulose [% m/m, bs]		12,57
Lenhina [% m/m, bs]		4,36
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		1,80
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,17
Proteínas [% m/m, bs]		11,25
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		45,14
Razão Ponderal C/N		28,77
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	43,81
	H	6,42
	O	47,43
	N	2,25

5.4.2. 1ª e 2ª Fase

Foram várias as razões pelas quais se adicionaram vários géneros de papel, neste caso de cozinha, ao substrato orgânico de base, isto é, à mistura de resíduos orgânicos domésticos.

Resultado da actual legislação nacional e comunitária no âmbito dos resíduos, a forma como a gestão destes é delineada está condicionada pelo cumprimento de metas e objectivos. Assim, uma das principais estratégias assenta preferencialmente na ascensão da valorização orgânica através da compostagem ou da digestão anaeróbia, nomeadamente apelando à compostagem doméstica e/ou recorrendo às CTRO, e ainda conseguir fazer face à carência em matéria orgânica dos solos. No seguimento verifica-se uma diminuição dos resíduos, especificamente os resíduos orgânicos biodegradáveis, depositados em aterro. Sendo os resíduos de papel produzidos em elevadas quantidades, é de extrema importância que a sua gestão seja adequada consoante as suas características, isto é, que sejam encaminhados num processo de reciclagem quando possuem características para tal, ou que possam constituir um combustível quando a sua triagem é viável, ou que sejam inseridos em processos de valorização orgânica, nomeadamente, na compostagem, quando as suas características assim o permitam, em vez de serem enviados para aterro. Neste estudo, deu-se principal interesse para o papel que não pode ser reciclado e, que por outro lado se encontra junto aos resíduos alimentares em estudo, isto é, o papel de cozinha, que devido à sua peculiar utilização nas cozinhas confere propriedades impróprias à reciclagem e dificilmente poderá ser separado para produzir um combustível derivado de resíduos (CDR).

Nos primeiros ensaios realizados neste estudo, 1ª e 2ª fase, os papéis utilizados e as proporções destes foram as mesmas, ou seja, à mistura de resíduos orgânicos domésticos adicionou-se 14% (m/m, base seca) do guardanapo de folha simples, do rolo de cozinha e do papel *Kraft* fino. Esta adição de papel contribuiu para a optimização da razão ponderal C/N, e assim aproximando aos valores mais favoráveis para o processo, e para a diminuição, mesmo que ligeira, do teor de humidade do substrato. A Tabela 10 representa a composição ponderal deste ensaio, nomeadamente, MP1-14T40 e MP1-14T55 para o guardanapo de folha simples, MP2-14T40 e MP2-14T55 para o rolo de cozinha e MP3-14T40 e MP3-14T55 para o papel *Kraft* fino.

Tabela 10 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (14% m/m bs)

Componente i	w_{iH} [kg i btq.kg H btq ⁻¹]	w_{Wi} [kg H ₂ O.kg H btq ⁻¹]	w_{iR} [kg i bs.kg R bs ⁻¹]
Alface	0,055	0,958	0,012
Tomate	0,075	0,942	0,023
Cenoura	0,150	0,904	0,075
Couve	0,080	0,883	0,049
Laranja	0,080	0,757	0,101
Batata	0,390	0,798	0,411
Podas de jardim	0,050	0,566	0,113
Relva	0,050	0,839	0,042
Borra de café	0,020	0,632	0,038
Tipo de Papel	0,050	0,483	0,135

Uma vez que a adição do papel alterou as características do substrato orgânico de base foram determinados novamente os parâmetros deste mas desta vez com o papel de cozinha. Na Tabela 11 encontram-se resumidos os parâmetros dos ensaios da 1ª e 2ª fase para as misturas com cada tipo de papel.

Tabela 11 – Caracterização inicial da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (14% m/m bs)

Ensaio		MP1-14T40 e MP1-14T55	MP2-14T40 e MP2-14T55	MP3-14T40 e MP3-14T55
Parâmetro				
pH		5,35	5,61	5,45
Humidade [% m/m, btq]		80,21	80,66	80,44
Massa [g, bs]		197,34	192,89	195,18
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		94,01	93,72	93,65
Cinzas [% m/m, bs]		5,99	6,28	6,35
Lípidos [% m/m, bs]		2,25	2,35	2,45
Fibras [% m/m, bs]		41,28	42,79	40,63
Hemicelulose [% m/m, bs]		15,16	19,03	15,58
Celulose [% m/m, bs]		21,60	19,65	20,66
Lenhina [% m/m, bs]		4,52	4,11	4,39
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		1,61	1,65	1,59
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,12	0,12	0,12
Proteínas [% m/m, bs]		10,05	10,34	9,95
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		40,43	38,24	40,62
Razão Ponderal C/N		32,48	31,46	32,68
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	43,81	43,80	43,88
	H	6,37	6,38	6,38
	O	47,74	47,67	47,66
	N	1,99	2,06	1,98

5.4.3. 3ª Fase

Na 3ª fase, correspondente ao terceiro e último ensaio realizado neste estudo, ao contrário dos ensaios das fases anteriores, não foi mantido o mesmo substrato em composição e proporções. De acordo com o já referido, neste ensaio apenas foram utilizados dois dos três tipos de papel de cozinha, especificamente, o guardanapo de folha simples e o papel *Kraft* fino excluindo o rolo de cozinha. Contudo, e tendo em conta os resultados obtidos nos ensaios da 1ª e 2ª fase, a quantidade de papel utilizado neste ensaio foi superior, isto é, à mistura de resíduos orgânicos domésticos adicionou-se 43% (m/m, base seca) dos respectivos papéis, em detrimento dos 14% (m/m, base seca) usados no substrato dos ensaios anteriores. A Tabela 12, representa a composição ponderal do ensaio MP1-43T40-55 referente ao guardanapo de folha simples e do ensaio MP3-43T40-55 para o papel *Kraft* fino.

Tabela 12 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (43% m/m bs)

Componente i	$w_{IH} [kg \text{ i } btq.kg \text{ H } btq^{-1}]$	$w_{Wi} [kg \text{ H}_2\text{O}.kg \text{ H } btq^{-1}]$	$w_{iR} [kg \text{ i } bs.kg \text{ R } bs^{-1}]$
Alface	0,039	0,958	0,007
Tomate	0,059	0,942	0,014
Cenoura	0,134	0,904	0,054
Couve	0,064	0,883	0,031
Laranja	0,064	0,757	0,064
Batata	0,374	0,798	0,314
Podas de jardim	0,034	0,566	0,061
Relva	0,034	0,839	0,023
Borra de café	0,004	0,632	0,005
Tipo de Papel	0,198	0,483	0,427

Por outro lado, e conforme o desenvolvido anteriormente, nesta 3ª fase optou-se por substituir um dos tipos de papel de cozinha, o rolo de cozinha, pelo saco de plástico biodegradável. Esta substituição fundamenta-se pelo crescente interesse nas suas funcionalidades e características, por parte do Homem, e, ainda na completa biodegradabilidade quando usado em processos de compostagem. A quantidade de plástico biodegradável utilizada neste ensaio teve por base a quantidade de substrato orgânico que cada reator conseguia suportar, isto é, o número de sacos de plástico biodegradáveis que seriam necessários para transportar toda a massa de substrato utilizada neste reator, sendo que se chegou à conclusão que seriam necessários cerca de dois sacos biodegradáveis o que corresponde a aproximadamente 15% (m/m, base seca). Assim, a Tabela 13 resume a composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com 15% (m/m, base seca) do saco de plástico biodegradável, que corresponde ao ensaio MP4-15T40-55.

Tabela 13 – Composição ponderal da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o plástico biodegradável (15% m/m bs)

Componente i	$w_{IH} [kg \text{ i } btq.kg \text{ H } btq^{-1}]$	$w_{Wi} [kg \text{ H}_2\text{O}.kg \text{ H } btq^{-1}]$	$w_{iR} [kg \text{ i } bs.kg \text{ R } bs^{-1}]$
Alface	0,057	0,958	0,012
Tomate	0,077	0,942	0,023
Cenoura	0,152	0,904	0,074
Couve	0,082	0,883	0,049
Laranja	0,082	0,757	0,101
Batata	0,392	0,798	0,399
Podas de jardim	0,052	0,566	0,114
Relva	0,052	0,839	0,043
Borra de café	0,022	0,632	0,041
Saco de Plástico	0,030	0,050	0,145

É de realçar, e à semelhança do papel de cozinha, a adição do saco de plástico biodegradável à mistura de resíduos orgânicos domésticos contribuiu para a optimização

da razão ponderal C/N e para a diminuição, mesmo que pequena, do teor de humidade do substrato. Da mesma forma que nos ensaios anteriores, 1ª e 2ª fase, a adição do papel alterou as características do substrato orgânico, nesta terceira e última fase tal não foi excepção. Uma vez que a quantidade e o tipo de papel de cozinha utilizados variou, foi necessário recorrer novamente aos métodos de análise de forma a caracterizar estas duas novas misturas. Tal como sucedeu com a adição do papel de cozinha, a adição do plástico biodegradável à mistura de resíduos orgânicos domésticos alterou, portanto, as propriedades do substrato orgânico, pelo que se efectuou a análise dos mesmos parâmetros a esta nova mistura, tendo-se obtido os valores apresentados na tabela que se segue, Tabela 14, para este ensaio.

Tabela 14 – Caracterização inicial da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel de cozinha (43% m/m bs) ou com o plástico biodegradável (15% m/m bs)

Ensaio		MP1-43T40-55	MP3-43T40-55	MP4-15T40-55
Parâmetro				
pH		5,41	5,49	5,49
Humidade [% m/m, btq]		76,73	78,94	79,33
Massa [g, bs]		235,05	212,08	208,95
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		94,20	94,09	92,87
Cinzas [% m/m, bs]		5,80	5,91	7,13
Lípidos [% m/m, bs]		1,30	1,68	2,83
Fibras [% m/m, bs]		57,98	58,56	44,46
Hemicelulose [% m/m, bs]		11,12	11,38	17,36
Celulose [% m/m, bs]		43,03	42,55	21,04
Lenhina [% m/m, bs]		3,83	4,63	6,06
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		1,31	1,36	1,61
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,08	0,08	0,10
Proteínas [% m/m, bs]		8,19	8,52	10,08
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		26,73	25,33	35,50
Razão Ponderal C/N		39,95	38,36	31,98
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	43,75	43,82	43,98
	H	6,30	6,32	6,41
	O	48,25	48,07	47,49
	N	1,62	1,69	2,02

5.5. CONTROLO E MONITORIZAÇÃO DO PROCESSO

O controlo do processo de compostagem é baseado na análise de duas fases, a gasosa e a sólida. A fase gasosa inclui a análise e determinação dos valores dos caudais da instalação, quer o caudal de ar de alimentação gasoso quer o gás de exaustão. Por vezes, quando um dos objectivos do estudo passa pela averiguação dos gases emitidos ao longo do processo de compostagem, procede-se também à análise do condensado. Por outro lado, a fase sólida engloba a análise de uma série parâmetros que nos permitem caracterizar de uma forma detalhada o substrato orgânico inicial em estudo e o composto.

5.5.1. Análise da Fase Gasosa

Amostragem

A análise da fase gasosa incidiu principalmente na recolha, amostragem e determinação dos valores de caudais, quer do caudal de alimentação gasosa quer do gás de exaustão, presentes na instalação.

Os valores dos caudais foram então medidos através de um medidor de fluxo mássico, referido anteriormente e representado pela Figura 12, que opera na gama de 0 a 2 $\text{dm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ em condições PTN. Para tal efectuou-se amostragens intermitentes a intervalos regulares, analisando-se três réplicas de ambos os caudais, quer do caudal de alimentação gasosa quer do gás de exaustão. Esta última foi realizada após a remoção da humidade numa coluna de condensação, através da permuta de calor com um fluído a 5°C seguida de passagem por a sílica-gel. Para tal, a corrente gasosa é desviada para um medidor de fluxo mássico ou para o analisador de CO_2 para a medição do caudal ou determinação do volume de CO_2 , respectivamente, permitindo assim e tendo sido avaliada a evolução do CO_2 no decorrer dos ensaios.

Teor de CO_2 ao longo do processo

No decorrer do processo de compostagem dos diferentes ensaios realizados, 1ª, 2ª e 3ª fase, foi medido o teor em CO_2 , conforme descrito anteriormente. O registo dos valores foi feito em computador e os dados foram tratados de modo a que fosse possível interpretar os diferentes acontecimentos durante a compostagem do substrato orgânico.

O caudal de alimentação gasosa fornecido não é perfeitamente constante, este facto é devido às variações de pressão na rede de ar comprimido. De acordo com as necessidades do processo, o caudal de alimentação gasosa ministrado foi superior ao realmente necessário, de modo a prevenir situações de anaerobiose, sobretudo a nível das micropartículas. Contudo, em outras situações, o caudal de ar deve ser menor, isto é, deve ser diminuído, porém sempre fornecendo o oxigénio necessário à reacção. Em suma, o valor do caudal de alimentação deve ser adequado às características do processo, todavia devem-se evitar problemas associados a valores de caudal elevados, tais como, a secagem excessiva do material, a remoção da amónia, entre outros. Considerando todas estas variações de caudal de alimentação gasosa, e tendo em vista o objectivo do estudo, uma forma de perceber o que estava a suceder no sistema de compostagem, é a determinação do volume de CO_2 libertado e acumulado até $t = n$, que pode ser calculado através da equação 1 (Gomes, 2001).

$$V_{\text{CO}_2} [\text{dm}^3 \text{PTN}] = \sum_{n=1}^n \frac{(y_{\text{CO}_2 n-1} \cdot Q_{a n-1} + y_{\text{CO}_2 n} \cdot Q_{a n})}{2} \cdot (t_n - t_{n-1}) \quad \text{Eq.1}$$

onde,

y_{CO_2} = fracção molar de CO_2 no gás de exaustão

Q_a = caudal de ar de alimentação

t = tempo de reacção

n = instante em que se efectua a leitura dos parâmetros

5.5.2. Análise da Fase Sólida

Amostragem

A amostragem de sólidos não é uma tarefa fácil, sobretudo devido à heterogeneidade do sólido, fazendo com que por vezes, pequenas variações de posição apresentem grandes diferenças nos resultados. Deste modo, e tendo em conta que a amostragem é geralmente a maior fonte de erro na preparação da amostra para análise, são necessários muitos cuidados na colheita de uma amostra para que esta seja representativa (Mendham *et al*, 2002). Assim, na caracterização, quer do substrato orgânico inicial quer do composto obtido, nomeadamente, em azoto, lípidos e fibras, e de forma a homogeneizar o material e assim minimizar estes erros, após a secagem ao ar procedeu-se à sua moagem.

Para realizar a amostragem do substrato presente no processo de compostagem era necessário proceder à abertura dos reactores, o que implicava que a temperatura do sistema fosse afectada e baixada para valores próximos da temperatura ambiente, cerca de 20°C, de modo a evitar perdas por evaporação da água. Depois de pesado o cesto contendo o substrato, procedia-se ao revolvimento do seu conteúdo para minimizar a heterogeneidade do meio. Posteriormente era retirada a massa suficiente e necessária para as análises subsequentes.

A Tabela 15 apresenta para cada uma das fases, 1ª, 2ª e 3ª fase, os momentos, 1ª, 2ª, 3ª e 4ª amostragem, em horas, nos quais se procedeu à amostragem da fase sólida dos respectivos ensaios realizados.

Tabela 15 – Tempos de amostragem da fase sólida para os ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase

Amostragem	Tempo [h]		
	1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase
Início	0,00		
1ª amostragem	133,98	138,81	154,73
2ª amostragem	301,12	305,86	322,37
3ª amostragem	470,21	473,88	490,65
4ª amostragem	638,52	642,90	658,55

Métodos de Análise

A medição da temperatura foi realizada através de termopares tipo K colocados nas tampas dos reactores, como é possível demonstrar pela Figura 10, até sensivelmente meia altura e ligados a um circuito electrónico de multiplexagem, sendo registados duas réplicas do valor da temperatura do substrato no computador.

No decorrer do processo, a massa amostrada foi utilizada na análise de dois parâmetros, pH e humidade, já para a caracterização do substrato inicial e composto, os parâmetros e métodos usados na sua determinação, estão descritos na Tabela 16.

Tabela 16 – Parâmetros e técnicas de análise da fase sólida

Parâmetro	Métodos de Análise	Norma
Massa total	Pesagem em balança digital ($\pm 0,01$ g)	
Humidade	Secagem de material ao ar livre, primeiramente, e depois em estufa a 105°C durante 2h (para a mistura inicial e final). Ao longo do processo, para as misturas intermédias efectuou-se a secagem em estufa a 80°C durante 24h e depois mais 2h a 100°C (3 réplicas)	
Sólidos Voláteis	Incineração da amostra em base seca e moída, a 600°C durante 3h (3 réplicas)	Protocolo D 1102-84 do “ <i>Standard Methods for Ash in Wood</i> ”, excepto o tempo de 3h
pH	Mistura de 25g de amostra em base tal e qual em 2,5 L de água destilada, para a mistura inicial, e 1g em 100 mL para as misturas intermédias e final. Após 30 min de agitação procede-se à análise do sobrenadante por potenciometria com eléctrodo de vidro	
Azoto Kjeldhal	Digestão ácida e destilação em meio alcalino de 1g de amostra em base seca ao ar e moída (3 réplicas) $N[\%] = \frac{(A - B) \times N \times 14,01}{C} \times 100$ A – volume de H_2SO_4 , em L, gasto na titulação da amostra B – volume de H_2SO_4 , em L, gasto na titulação do branco C – massa da amostra, em grama, em base seca N – normalidade, em equivalentes por L, do H_2SO_4	Nota de Aplicação AN 86/87 Tecator
Azoto Amoniacal	Destilação em meio alcalino de 1g de amostra em base seca ao ar e moída (3 réplicas)	
Azoto Orgânico	Diferença entre o teor de azoto Kjeldhal e o teor de azoto Amoniacal	
Proteína	Multiplicação do azoto Kjeldhal pelo factor 6,25 ⁹ $\text{Proteína}[\%] = N[\%] \times 6,25$	
Lípidos	Extracção com éter e gravimetria de uma amostra em base seca e moída de 3g (2 réplicas)	Método Soxhlet numa unidade Soxtec da Tecator
Fibras	Método Van Soest sobre 1g de amostra em base seca ao ar e moída	Nota de aplicação AN 06/78 e AN 03/78 da Tecator por extracções sucessivas, seguidas de uma terceira extracção com Permanganato para a solubilização da Lenhina
IG	Índice de Germinação utilizando a <i>Lepidium sativum</i>	Segundo Vitoriano e Pedrosa, 2008

⁹ Para uma mistura de resíduos orgânicos, o substrato em estudo, este é o valor típico do factor para a determinação da proteína

Tendo por base o pressuposto de que a variação da massa seca traduz simplesmente a volatilização de sólidos voláteis, a massa de sólidos voláteis presente no momento de cada amostragem da fase sólida, pode ser estimada através da equação 2 (Gomes, 2008).

$$(m_{SV})_t [g_{SV}] = m_{SVR,0} - [(m_{R,0} - m_{R,t}) \cdot w_{SVR,0}] \quad \text{Eq.2}$$

onde,

$(m_{SV})_t$ = massa de sólidos voláteis no instante t

$m_{SVR,0}$ = massa de sólidos voláteis no instante 0, em base seca

$m_{R,0}$ = massa da mistura no instante 0, em base seca

$m_{R,t}$ = massa da mistura no instante t , em base seca

$w_{SVR,0}$ = fracção de sólidos voláteis no instante 0, em base seca

Caracterização do processo e grau de conversão

O substrato orgânico compostado sofre, ao longo do processo de compostagem, alterações relativas ao aspecto, ao cheiro, à composição, ao teor de humidade, entre outros, pelo que é de extrema importante a sua observação no final do processo, até porque como se referiu o cheiro a terra é uma característica espectável de existir no produto final, o composto.

Além da observação do substrato orgânico no decorrer e no final dos ensaios, do mesmo modo que ao substrato inicial, realizaram-se análises laboratoriais para a caracterização do composto resultante do processo de compostagem. Para além de fornecer informações directas sobre o composto em si, a comparação entre o substrato orgânico inicial e o produto final permite também tirar conclusões relevantes do ponto de vista das condições do processo. Assim, é importante determinar o grau de conversão de sólidos voláteis. A composição do material em base seca não dá informação directa sobre a degradação dos diferentes componentes desse material, o que implica que o grau de conversão só seja possível de calcular usando massas absolutas (o que quase nunca é possível na prática em grande escala) ou fracções mássicas relativas a uma mesma massa.

Uma vez que para a maioria dos substratos orgânicos sujeitos a processos de compostagem a massa de cinzas se mantém constante, define-se uma fracção designada fracção em base seca cinza constante, w_{jCC} , que corresponde à fracção mássica que se verificaria se a massa total (seca) de sólidos tivesse permanecido constante e igual ao estado inicial.

Assim, a determinação da fracção de um qualquer componente (j) em base de cinza constante (bcc) pode ser calculada através da equação 3 (Gomes, 2008).

$$w_{jCC,t} = w_{jR,t} \cdot \frac{w_{zR,0}}{w_{zR,t}} \quad \text{Eq.3}$$

sendo,

$w_{jCC,t}$ = fracção do componente j no instante t, em base de cinza constante

$w_{jR,t}$ = fracção do componente j no instante t, em base seca

$w_{zR,0}$ = fracção de cinzas no instante 0, em base seca

$w_{zR,t}$ = fracção de cinzas no instante t, em base seca

O grau de conversão dos sólidos voláteis pode ser calculado através da equação 4 (Gomes, 2008).

$$(X_{SV})_t [\%] = \frac{w_{SVR,0} - w_{SVCC,t}}{w_{SVR,0}} \times 100 \quad \text{Eq.4}$$

onde,

$(X_{SV})_t$ = grau de conversão de sólidos voláteis no instante t

$w_{SVR,0}$ = fracção de sólidos voláteis no instante 0, em base seca

$w_{SVCC,t}$ = fracção de sólidos voláteis no instante t, em base de cinza constante

Ao longo do processo, e devido às características do substrato orgânico, nomeadamente, os elevados teores de humidade, foram recolhidos diariamente, numa fase inicial, e quando necessário e existentes, numa fase quase final do processo, os lixiviados de cada reactor em cada um dos ensaios, e que como já se disse foram analisados relativamente ao volume e ao valor de pH.

Outros parâmetros, e à semelhança do sucedido na caracterização do substrato orgânico inicial, tais como o teor em proteínas, o teor em lípidos, as fibras (hemicelulose, celulose e lenhina) e os hidratos de carbono não fibra, entre outros, foram determinados para caracterizar o composto obtido no final do processo de compostagem, bem como o seu grau de conversão. Pelas mesmas razões, tal como para os sólidos voláteis, também aqui o grau de conversão foi calculado considerando a fracção em base de cinza constante. Assim, a determinação do grau de conversão para um qualquer destes componentes (j) pode ser calculado pela equação 5 (Gomes, 2008).

$$(X_j)_t [\%] = \frac{w_{jR,0} - w_{jCC,t}}{w_{jR,0}} \times 100 \quad \text{Eq.5}$$

em que,

$(X_j)_t$ = grau de conversão do componente j no instante t

$w_{jR,0}$ = fracção do componente j no instante 0, em base seca

$w_{jCC,t}$ = fracção do componente j no instante t, em base de cinza constante

É de salientar que nem sempre o grau de conversão é calculado e expresso através da fracção em base cinza constante do componente. Normalmente esta base é apenas utilizada quando o processo de compostagem é realizado em grande escala, isto é, quando o sistema não permite a pesagem do substrato em compostagem, quer numa fase inicial e final quer durante o acompanhamento do desenvolvimento do processo de compostagem, devido à elevada quantidade de massa utilizada no processo, o que torna esta prática impossível. Assim, este cálculo do grau de conversão é tipicamente usado pelas indústrias, nomeadamente, as CTRO que realizam a valorização orgânica através da compostagem, pois as quantidades de resíduos orgânicos envolventes neste processo são tais que dificultam a sua pesagem.

Porém, e em pequena escala, especificamente, ao nível laboratorial a facilidade de operação dos sistemas de compostagem é superior. Os processos de compostagem em laboratório são caracterizados por se desenvolverem em pequenos compostores ou até mesmo em reactores de pequena escala, o que torna possível avaliar a eficiência do processo através da variação da massa de sólidos voláteis (m/m, base seca) entre o início e o fim do processo de compostagem. Assim, e alternativamente à fracção em base cinza constante, o cálculo do grau de conversão para um qualquer componente j (desde os sólidos voláteis, os lípidos, até às proteínas, entre outros) pode ser determinado através da equação 6 (Gomes, 2008)

$$(X_j)_n [\%] = \frac{m_{jR,0} - m_{jR,t}}{m_{jR,0}} \times 100 \quad \text{Eq.6}$$

onde,

$(X_j)_t$ = grau de conversão do componente j no instante t

$m_{jR,0}$ = massa do componente j no instante 0, em base seca

$m_{jR,t}$ = massa do componente j no instante t , em base seca

Contudo, para o cálculo e apresentação do grau de conversão dos componentes nos ensaios, recorreu-se às equações 4 e 5. Em anexo, Anexo B, são apresentados os valores para o grau de conversão calculados através da equação 6.

CAPÍTULO 6 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS

6.1. CARACTERIZAÇÃO DOS ENSAIOS DE COMPOSTAGEM

A monitorização dos ensaios de compostagem prende-se não só com o controlo das variáveis do sistema, tais como, a temperatura, o teor em CO₂, o caudal de alimentação e o gás de exaustão, mas também com a determinação dos parâmetros que nos permitem caracterizar de uma forma pormenorizada o substrato orgânico no início e ao longo do processo de compostagem, mas também o composto final. Com esta monitorização é possível analisar e avaliar os acontecimentos que ocorreram durante o processo de compostagem em cada uma dos ensaios, e especificamente em cada um dos ensaios, podendo assim comparar-se o comportamento dos diferentes tipos de papel de cozinha e do plástico biodegradável. Ao longo deste capítulo poderá observar-se, nas representações gráficas dos diferentes parâmetros (teor de CO₂, caudal de ar de alimentação, temperatura e volume de CO₂) a existência de intervalos de tempo sem dados, como é o exemplo da Figura 16. Tal facto pode dever-se a diferentes razões, desde a paragem da aquisição desses mesmos dados aquando das amostragens da fase sólida, até a paragens forçadas da aquisição de dados por falhas de energia ou ainda por problemas de leitura dos dados, pelo que os valores lidos foram desprezados. Nos ensaios da 1ª e 2ª fase, a falta de dados, deve-se ainda à paragem forçada realizada aquando da terceira amostragem à fase sólida, aproximadamente às 470 horas e 474 horas para a 1ª e 2ª fase, respectivamente, devido ao elevado teor de humidade, procedendo assim a 48 horas de secagem ao ar do material, com a finalidade de obter teores de humidade na gama óptima.

6.1. 1ª E 2ª FASE

Conforme referido anteriormente, os ensaios referentes à 1ª e 2ª fase são susceptíveis de serem analisados em paralelo, uma vez que em ambos o substrato orgânico inicial utilizado no processo de compostagem, quer em proporções quer em qualidade, foi exactamente o mesmo. Nestes ensaios a temperatura foi a única variável alterada, passando de uma gama mesófila, cerca de 40°C, na 1ª fase, para uma gama termófila, aproximadamente 55°C, na 2ª fase. Para a caracterização do composto, e à semelhança do que sucedeu ao substrato orgânico inicial, foram analisados diferentes parâmetros, de acordo com o que já foi referido anteriormente, como o teor em humidade, o teor em lípidos, as proteínas, as fibras, o pH, os sólidos voláteis, entre outros. Ainda, a análise do teor em CO₂ ao longo do processo é de extrema importância, uma vez que pode fornecer informações úteis que nos permitem concluir acerca das observáveis experimentais.

6.1.1. Teor de CO₂ ao longo dos ensaios

Através da presente instalação laboratorial de compostagem, e conforme o já referido anteriormente, com recurso a um medidor de fluxo mássico e de um analisador de CO₂, foi possível medir do caudal, nomeadamente, o caudal de ar de alimentação, e ainda determinar o volume de CO₂ libertado ao longo do processo. A Figura 16 mostra as representações gráficas do teor de CO₂ no gás de exaustão e o caudal de alimentação gasosa para os diferentes ensaios realizados, designadamente, 1ª e 2ª fase.

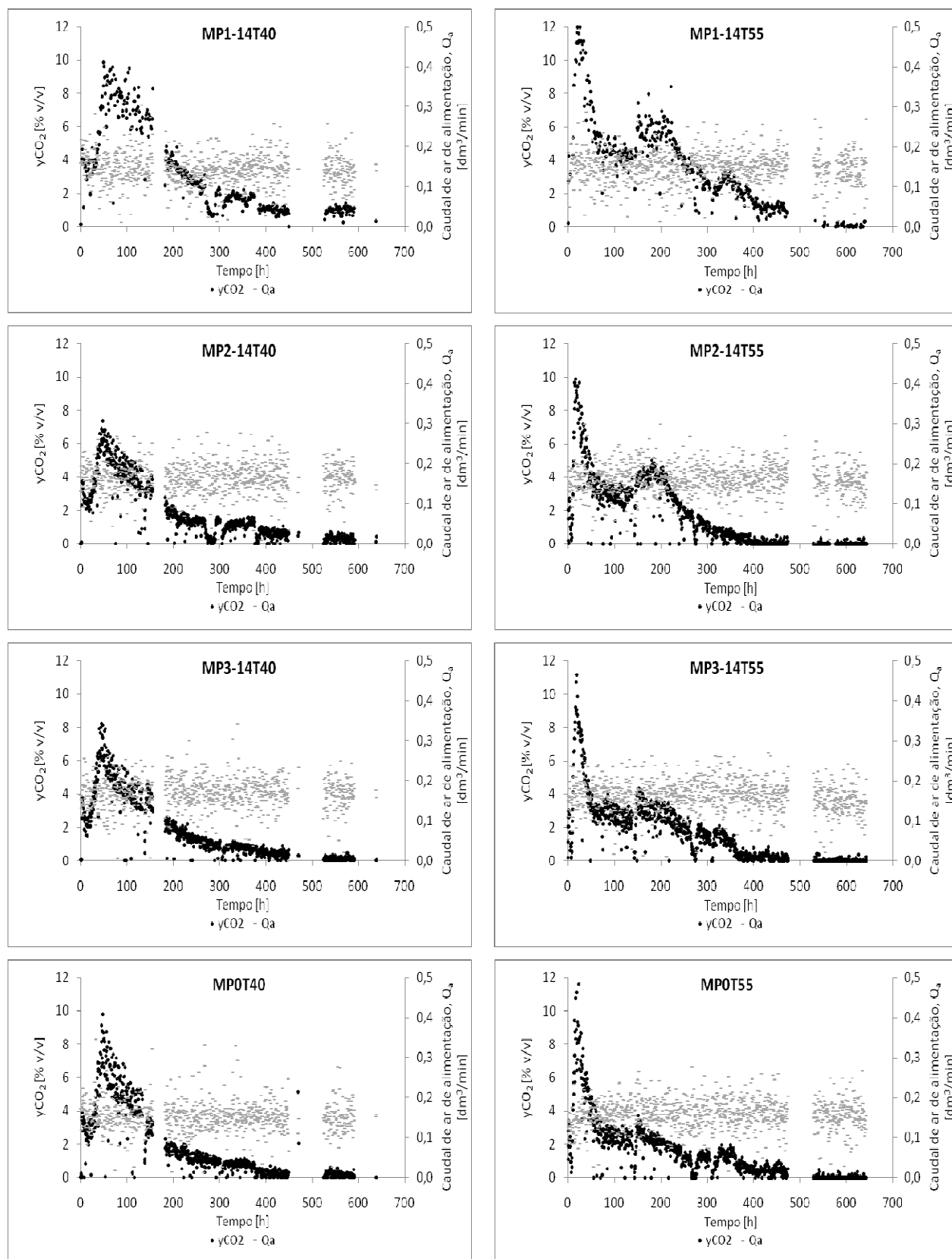


Figura 16 – Variação do teor de CO₂ no gás de exaustão e do caudal de ar de alimentação ao longo do tempo nos ensaios da 1ª e 2ª fase

Na 1ª fase que decorreu de modo isotérmico a 40°C o caudal de alimentação foi cerca de 0,15 dm³.min⁻¹ e em termos médios manteve-se aproximadamente constante durante todo o processo de compostagem. A razão pela qual se manteve este valor de caudal ao longo de todos os ensaios, e como já referido anteriormente, primeiramente está relacionado com o teor em sólidos voláteis do substrato orgânico inicial, mas também com o facto de quando se efectuou a primeira amostragem da fase sólida, aproximadamente às 134 horas, o que implicou um revolvimento da massa em compostagem, pelo que ocorre a reoxigenação da mesma, existindo a possibilidade de aumentar a actividade biológica e assim ocorrer um pico no teor de CO₂, este já ter existido muito antes da primeira amostragem em todos ensaios desta fase. De forma análoga, na 2ª fase que decorreu igualmente de modo isotérmico mas desta vez a 55°C, as condições acima referidas para a 1ª fase são aplicadas também a esta fase. Assim, e considerando as limitações já referidas relacionadas com o teor de CO₂, deste modo não foi necessário variar o valor de caudal em nenhuma das fases, pois o teor de CO₂ máximo atingido foi inferior a 10% e 12% de CO₂ (v/v), na 1ª e 2ª fase, respectivamente.

No ensaio MP1-14T40 o teor de CO₂ apresentou um valor inicial na ordem dos, e muito próximo, a 4% de CO₂ (v/v), que se manteve durante pouco mais de 5 horas, sendo que a partir daqui começou a diminuir até às 13 horas de processo atingido valores de 3% de CO₂ (v/v). Após este período que se pode considerar de adaptação dos microrganismos e a fase em que ocorrerá a hidrólise ácida, o teor de CO₂ começou a aumentar tendo atingido o máximo de 9,9% de CO₂ (v/v), ao fim de aproximadamente 49 horas. Deste momento em diante o teor de CO₂ diminuiu gradualmente, contudo o ensaio aparentemente terminou antes de se verificar a exaustão da matéria orgânica facilmente biodegradável, pelo que o teor de CO₂ no gás de exaustão nunca chegou a atingir valores próximos de zero. Ainda, pequenos aumentos após os revolvimentos efectuados aquando das amostragens da fase sólida foram averiguados. Já no ensaio MP1-14T55, e ao contrário MP1-14T40 da 1ª fase, o teor de CO₂ apresentou um valor inicial próximo a 0% de CO₂ (v/v), mas rapidamente se atingiu o valor máximo de 11,9% de CO₂ (v/v) ao fim de aproximadamente 20 horas de processo, o que indicia que o período de adaptação dos microrganismos ao meio ocorreu mais rapidamente. A partir desse momento o teor de CO₂ diminuiu sempre, correspondendo à diminuição da intensidade da reacção, o que pode significar o esgotamento da matéria orgânica de fácil degradação, porém e ao contrário do verificado no ensaio a 40°C, após cada revolvimento efectuado aquando da amostragem da fase sólida, nomeadamente, o primeiro às 139 horas e segundo às 306 horas, verificou-se um aumento já significativo do teor de CO₂.

Como se pode observar na Figura 16, na utilização da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha no ensaio mesófilo MP2-14T40 verifica-se igualmente a diminuição inicial do teor de CO₂ no gás de exaustão nas primeiras horas do processo, apresentando um valor inicial próximo a 4% de CO₂ (v/v), seguido de uma diminuição para valores na ordem dos 2% de CO₂ (v/v), ao fim de cerca de 10 horas. Após esta fase de adaptação por parte dos microrganismos, o teor de CO₂ começou a aumentar tendo-se atingido um máximo de 7,3% de CO₂ (v/v), ao final de 48 horas. Posteriormente, o teor de CO₂ foi diminuindo gradualmente, até atingir valores próximo de zero, ou seja, a diminuição da intensidade da reacção até à eventual exaustão da matéria de fácil degradação. É de salientar que, e ao contrário do ensaio MP1-14T40 com o guardanapo de folha simples, após os revolvimentos efectuados aquando das amostragens da fase sólida não são notórios os pequenos aumentos do teor de CO₂. Por seu lado, o ensaio termófilo

apresenta resultados ligeiramente diferentes. Como se pode observar na representação gráfica MP2-14T55, o teor de CO₂ no início do processo apresenta valores entre 0% e 2% de CO₂ (v/v) durante as primeiras 6 horas, seguido de um aumento muito acentuado que revela intensa actividade biológica por parte dos microrganismos. Devido ao controlo do caudal de ar de exaustão o máximo de teor de CO₂ registado foi de 9,9% de CO₂ (v/v) ao fim de aproximadamente 17 horas. Deste momento em diante o teor de CO₂ diminuiu mais rapidamente numa fase inicial, passando a ser depois gradual, até atingir valores próximos de zero, porém, verifica-se que após o primeiro revolvimento efectuado aquando a amostragem da fase sólida, o teor de CO₂ aumenta de forma significativa para valores próximos de 5% de CO₂ (v/v).

Os resultados obtidos na degradação da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel *Kraft* fino estão representados nos gráficos dos ensaios MP3-14T40 e MP3-14T55 da Figura 16. Como se pode observar, e à semelhança dos ensaios mesófilos MP1-14T40 e MP2-14T40, o teor de CO₂ inicial no gás de exaustão apresenta valores próximos de 4% de CO₂ (v/v), tendo começado a diminuir até atingir valores de 2,5% de CO₂ (v/v), isto durante as primeiras 15 horas de processo. Após este período de adaptação, o teor de CO₂ aumentou atingindo o valor máximo de 8,3% de CO₂ (v/v), ao final de aproximadamente 44 horas de compostagem. A partir desse momento o teor de CO₂ no gás de exaustão começa a diminuir gradualmente até atingir valores próximo de zero. É de realçar que, após os revolvimentos efectuados aquando das amostragens da fase sólida, assim como no MP2-14T40, não são notórios os pequenos aumentos do teor de CO₂. Relativamente ao ensaio a 55°C, este apresentou um teor de CO₂ inicial que variou entre os 0% e 3% de CO₂ (v/v) durante as primeiras 5 horas de processo, seguido de um brusco aumento para valores de teor de CO₂ de 11,1% de CO₂ (v/v) ao fim de cerca de 19 horas de ensaio. Desse momento em adiante o teor de CO₂ diminuiu sempre até atingir valores próximo de zero, sendo que essa diminuição deu-se de forma mais acentuada ao início, até aproximadamente às 50 horas de processo, passando a ser gradual até ao final do ensaio. Contudo, e uma vez mais, após cada revolvimento efectuado aquando da amostragem da fase sólida, verificou-se um aumento significativo do teor de CO₂, especialmente após o primeiro que decorreu às 139 horas da compostagem.

No ensaio MP0T40 verifica-se igualmente a diminuição inicial do teor de CO₂ no gás de exaustão nas primeiras 14 horas do processo, passando de um valor inicial próximo a 4% de CO₂ (v/v) para 2% de CO₂ (v/v). Depois desta fase de adaptação dos microrganismos e onde ocorre a hidrólise ácida, o teor de CO₂ aumentou de forma repentina tendo atingido o máximo de 9,8% de CO₂ (v/v) ao final de 48 horas de ensaio. Do mesmo modo que já foi referido para os ensaios mesófilos anteriores, verificou-se que o teor de CO₂ no gás de exaustão foi diminuindo gradualmente até valores próximo de zero, isto é, acompanhando a diminuição da intensidade da reacção até à exaustão da matéria de fácil degradação. Assim como nos ensaios MP2-14T40 e MP3-14T40, após os revolvimentos efectuados aquando das amostragens da fase sólida, não são notórios os pequenos aumentos do teor de CO₂ susceptíveis de acontecer devido à criação de condições favoráveis ao processo, como a reoxigenação da massa. A fase inicial do ensaio termófilo MP3-14T55, mais uma vez, é caracterizada por um teor de CO₂ inicial entre 0% e 2% de CO₂ (v/v) que rapidamente se elevou a 11,6% de CO₂ (v/v) ao fim de aproximadamente 23 horas de ensaio decorrido. Seguidamente, o teor de CO₂ diminuiu mais intensamente no início, e depois gradualmente até atingir valores de teor de CO₂ próximo de zero no final do processo. Por outro lado, e após cada revolvimentos efectuado

aquando da amostragem da fase sólida, não se verificou, à semelhança dos outros ensaios termófilos, um aumento significativo do teor de CO_2 .

Resumindo, os resultados em termos de teor de CO_2 no gás de exaustão são ligeiramente distintos ao comparar-se os ensaios com igual substrato a temperaturas diferentes. Portanto, para os ensaios realizados a 40°C verifica-se uma diminuição inicial do teor de CO_2 , apresentando um valor inicial que ronda os 4% de CO_2 (v/v), seguida de um aumento, no qual se atinge o valor máximo, e de uma diminuição gradual do teor de CO_2 até ao final do processo, sendo que após cada revolvimento, o aumento do teor de CO_2 , quando existente, é mínimo. Já os ensaios realizados na gama termófila caracterizam-se por um valor de teor de CO_2 inicial muito próximo de 0% de CO_2 (v/v), que rapidamente se eleva a valores máximos, e em menos tempo de ensaio do que na gama mesófila, seguindo uma diminuição do teor de CO_2 mais acentuada, numa fase inicial, passando a ser mais gradual à medida que o ensaio vai decorrendo. É de realçar que nos ensaios realizados a 55°C , com excepção ao MP0T55, após cada revolvimento os valores de teor de CO_2 eram, momentaneamente, superiores.

De uns substratos para os outros a maior diferença consiste no maior ou menor teor de CO_2 e ao tempo de ensaio em que este foi registado, apresentando comportamentos iguais de modo geral, com uma primeira fase adaptação e hidrólise ácida em que o teor de CO_2 se mantém baixo, seguida de um pico e posterior diminuição gradual até valores novamente próximos de 0% de CO_2 (v/v). Em alguns ensaios, nomeadamente, nos termófilos, onde era mais evidente, podem observar-se outros picos, menores, do teor de CO_2 que se seguem às amostragens da fase sólida.

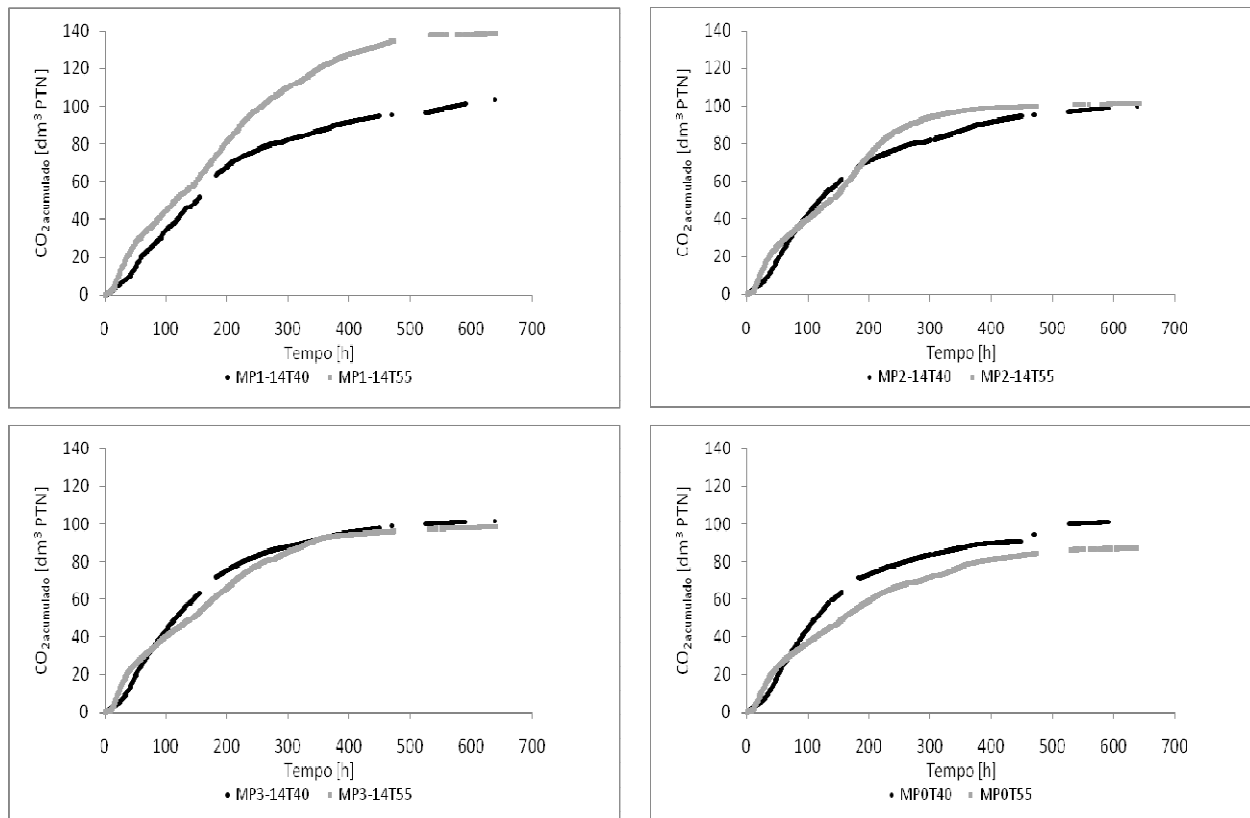


Figura 17 – Volume de CO_2 acumulado ao longo do tempo nos ensaios da 1ª e 2ª fase

O mesmo pode ser observado nos gráficos da Figura 17, que representam o volume de CO₂ acumulado ao longo do tempo de ensaio.

Pode verificar-se que nos ensaios de compostagem com o guardanapo de folha simples, MP1-14T40 e MP1-14T55, o volume de CO₂ total acumulado é superior no ensaio termófilo, excepto nas primeiras horas de processo. No ensaio que decorreu a 40°C constata-se pelo menor declive da curva que no início do processo a libertação de CO₂ foi menor, reforçando a existência de uma fase de adaptação dos microrganismos, aumentando mais acentuadamente durante aquilo que será a fase de grande intensidade biológica. Entretanto a curva diminui de declive, no momento em que a reacção terá diminuído de intensidade, porém, e de acordo com o que já foi referido, observa-se que o valor do declive não tende para zero, isto é, o ensaio deu-se por terminado quando ainda poderia existir alguma actividade biológica. Esta actividade biológica no final do ensaio dever-se-á, possivelmente, à secagem referida anteriormente, para valores óptimos de humidade. O ensaio termófilo, por seu lado, iniciou-se com valores de teor de CO₂ próximo de 0% de CO₂ (v/v), mas rapidamente, e devido à intensa actividade biológica que se inicia, observou-se um aumento do volume de CO₂ bastante mais acentuado do que no ensaio mesófilo, como se pode observar pelo maior declive. A partir deste momento, verifica-se que em ambos os ensaios a intensidade da actividade biológica é aproximada, uma vez que as curvas são paralelas entre si. Contudo, e após o primeiro revolvimento efectuado aquando a amostragem da fase sólida, às 139 horas, e de acordo com o ensaio MP1-14T55 da Figura 16, observa-se novamente um aumento do teor de CO₂, sendo que daqui em diante esse paralelismo foi desfeito devido à maior actividade biológica no ensaio termófilo do que no mesófilo, atingindo um volume total de CO₂ acumulado de 138,7 dm³ e 103,6 dm³, respectivamente.

Relativamente aos ensaios de compostagem com o rolo de cozinha, o gráfico superior direito confirma o que foi dito com os gráficos da Figura 16. O volume de CO₂ acumulado aumenta mais intensa e rapidamente no ensaio termófilo do que no ensaio mesófilo, sendo possível distinguir uma fase de adaptação dos microrganismos mais prolongada neste último. Entretanto a curva, do ensaio termófilo, diminui de declive pouco tempo depois, evidenciando que a reacção terá diminuído de intensidade, enquanto no ensaio a 40°C o declive da curva mantém-se praticamente igual, diminuindo ligeira e gradualmente algum tempo depois até ao final do ensaio e aí apresentando um declive próximo a zero. Contudo, é após o primeiro revolvimento aquando da amostragem da fase sólida que no ensaio termófilo o teor de CO₂ aumenta significativamente, uma vez que as condições de arejamento são melhoradas, ultrapassando em quantidade, o volume de CO₂ acumulado produzido até então pelo ensaio mesófilo. Após este período de maior actividade biológica o declive da curva começa a diminuir até ao final do ensaio, aproximando-se muito do valor do volume de CO₂ acumulado total do ensaio a 40°C, sendo este de 99,8 dm³ para o ensaio mesófilo e 101,8 dm³ para o termófilo.

Para os ensaios em que se utilizou o papel *Kraft* fino os resultados do volume de CO₂ acumulado são igualmente semelhantes aos que se obtiveram nos ensaios com o rolo de cozinha, MP2-14T40 e MP2-14T55, excepto o significativo aumento do teor de CO₂ verificado no ensaio termófilo após a primeira análise à fase sólida. Assim, no ensaio mesófilo o volume de CO₂ acumulado foi superior e com um total de 101,6 dm³, apresentando igualmente uma fase inicial lenta com uma libertação de CO₂ menor, aumentando gradualmente a partir do segundo dia, voltando a diminuir o volume de CO₂ ao longo do tempo, pelo que o declive de CO₂ acumulado diminui aproximando do valor

zero, que significa ausência da actividade biológica. Por sua vez, na fase inicial do ensaio termófilo o teor de CO_2 é bastante baixo, apresentando valores próximos de 0% de CO_2 (v/v), contudo, e pouco tempo depois, verificou-se uma libertação de CO_2 bastante maior. De seguida, o volume de CO_2 gerado começou a diminuir até ao final do ensaio, pelo que o declive da curva de CO_2 acumulado foi apresentando valores cada vez menores e próximo de zero. Como já referido, após a primeira análise da fase sólida observa-se um aumento da intensidade da actividade biológica, e consequentemente um aumento no teor de CO_2 , porém, este é menos significativo do que nos ensaios anteriores, e especialmente no MP2-14T55, apresentando por isso um valor do volume de CO_2 acumulado total de $98,4 \text{ dm}^3$.

Finalmente, a análise dos gráficos dos ensaios MP0T40 e MP0T55 é análoga às anteriores, especialmente no período inicial. No ensaio mesófilo verifica-se que a fase de adaptação dos microrganismos ao meio é mais longa e com teores de CO_2 baixos, enquanto a 55°C esta adaptação é mais rápida e poucas horas depois do início do processo o volume de CO_2 acumulado é bem superior do que no ensaio a 40°C , isto para o mesmo tempo de processo. Apesar de a produção de CO_2 no início do processo ter sido mais rápida no ensaio a 55°C , ao fim de algum tempo o declive da curva de CO_2 acumulado começa a diminuir significativamente, o que indica que a fase de actividade biológica mais intensa já decorreu, enquanto no ensaio mesófilo a diminuição do declive da curva de CO_2 dá-se gradualmente. Ao contrário dos ensaios anteriores a 55°C , após o primeiro revolvimento não se verifica um aumento tão notório, em comparação com os outros ensaios, do teor de CO_2 . Em ambos os ensaios, aos poucos, o valor de CO_2 foi tendendo para um valor fixo, o que significa que ter-se-á esgotado a matéria orgânica de fácil biodegradação, sendo que no final do processo o ensaio MP0T40 e MP0T55 apresentam um volume de CO_2 acumulado total de $101,0 \text{ dm}^3$ e $87,1 \text{ dm}^3$, respectivamente.

Por outro lado, conclui-se que o processo de secagem ao ar realizado após a terceira amostragem da fase sólida, às 470 horas de ensaio, não teve grande influência na actividade biológica, isto é, pela análise da Figura 16 e Figura 17 verifica-se que, e apesar de o teor de humidade estar próximo do óptimo no recomeço do processo, apenas no ensaio MP1-14T40 existiu um pequeno aumento na intensidade da actividade biológica, observado pelo ligeiro aumento do teor de CO_2 produzido. Contudo, o facto de já estarmos próximos do final do ensaio, também poderá ter contribuído para essa inexistência de actividade biológica, uma vez que até então já existiu o consumo da matéria orgânica facilmente biodegradável.

6.1.2. Caracterização do composto

Substrato orgânico base com o guardanapo de folha simples

No ensaio mesófilo a 40°C o composto, tal como no substrato orgânico inicial, apresentava-se bastante heterogéneo e húmido, acima dos 60% de humidade, com próximo de um aspecto “lamacento”, com uma cor escura quase preta, podendo distinguir-se os aglomerados de papel não degradado, assim como os pequenos troços das podas e ainda alguma da relva de jardim, afigurando-se como um componente de difícil degradação. O composto apresentava um odor característico de material em decomposição. Em relação ao ensaio termófilo realizado a 55°C , embora a textura se tenha mantido heterogénea, o teor de humidade era bastante mais baixo, contudo, não o mais indicado para um composto. O odor, à semelhança do teor de humidade, sofreu alterações em relação ao ensaio mesófilo,

apresentando-se com o aroma característico do final do processo de compostagem, ou seja, à terra. Era possível observar no composto de ambos os ensaios a presença de microrganismos de cor branca, maioritariamente, e amarela. Todavia, foi no ensaio termófilo que estes existiam em maior abundância e localizavam-se, preferencialmente, junto ao papel.

Relativamente à caracterização dos diferentes parâmetros de análise dos produtos finais obtidos no processo de compostagem destes dois ensaios, os resultados encontram-se resumidos na Tabela 17.

Tabela 17 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C

Ensaio		MP1-14T40	MP1-14T55
Parâmetro			
Tempo [h]		639	643
Massa [g, bs]		80,49	70,88
pH		7,01	7,04
Humidade [% m/m, btq]		61,37	16,58
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		82,63	84,65
Cinzas [% m/m, bs]		17,37	15,35
Cinzas [g, bs]		13,98	10,88
Lípidos [% m/m, bs]		1,80	1,23
Fibras [% m/m, bs]		51,45	54,57
Hemicelulose [% m/m, bs]		21,28	29,05
Celulose [% m/m, bs]		23,53	17,83
Lenhina [% m/m, bs]		6,64	7,69
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		2,50	3,00
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,08	0,12
Proteínas [% m/m, bs]		15,63	18,73
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		13,75	10,12
Razão Ponderal C/N		18,35	15,69
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	42,72	42,10
	H	6,40	6,37
	O	47,27	47,32
	N	3,53	4,13

Da análise da Tabela 17 verifica-se os valores obtidos para os parâmetros dos dois compostos são na sua maioria próximos. Contudo, é o ensaio termófilo que apresenta um valor de massa inferior, o que possivelmente indica uma maior degradação em termos de sólidos voláteis, assim como uma menor quantidade de lípidos e celulose.

Alguns dos parâmetros foram variando ao longo do processo de compostagem, tal como o teor de humidade, que foi sendo determinado em cada uma das amostragens da fase sólida, sendo que durante todo o ensaio mesófilo este foi um parâmetro crítico, isto é, e apesar de ir diminuindo, os valores de humidade encontraram-se sempre acima da gama

óptima de operação. Por seu lado, no ensaio termófilo, o teor de humidade foi diminuindo no decorrer do processo, aproximando-se de valores mais favoráveis, porém, nas últimas horas de ensaio a humidade apresentou valores abaixo dos 20%, como se pode verificar pelo teor de humidade do composto, o que poderá ter sido um factor limitante para a actividade biológica (ver Tabela 19). A temperatura mais elevada, do que no ensaio mesófilo, e a reduzida quantidade de massa dentro do reactor na fase final do processo, podem estar na causa desse teor de humidade baixo para o composto. Por estas razões, é facilmente explicável a desnecessidade de adição de água à massa em compostagem ao longo do processo. Outro aspecto a referir é que, devido aos elevados teores de humidade existentes muita da água era lixiviada, influenciando o volume do lixiviado que foi sendo recolhido ao longo do tempo ensaio, com maior frequência numa fase inicial e mais espaçadamente no final do processo. Os resultados obtidos, quer do volume quer do pH dos ensaios a 40°C e 55°C, encontram-se na Tabela 18.

Tabela 18 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP1-14T40		MP1-14T55	
	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH
1º dia – início	-	-	-	-
2º dia	8	5,52	18	5,96
3º dia	9	6,01	30	6,74
4º dia	32	6,68	42	7,48
5º dia	17	7,15	32	7,81
6º dia	37	7,74	28	8,03
7º dia – 1ª amostragem	40	8,57	20	8,14
8º dia	30	9,01	29	8,34
9º dia	23	9,12	32	8,57
10º dia	28	8,63	28	8,71
11º dia	20	8,61	30	9,12
12º dia	19	8,68	27	9,48
13º dia	25	8,73	20	9,69
14º dia - 2ª amostragem	25	8,8	16	9,36
15º dia	15	8,84	23	9,11
16º dias	16	8,76	29	9,02
17º dia	10	8,79	18	8,99
18º dia	9	8,81	15	9,06
19º dia	9	8,74	13	9,15
20º dia	9	8,78	9	8,97
21º dia - 3ª amostragem	8	8,91	9	8,88
28º dia - 4ª amostragem	8	8,53	8	8,51
Total	397		476	

É se salientar que foi também determinado em todas as amostragens o valor de pH da massa em compostagem, cuja variação importa analisar. Assim, a Tabela 19, mostra a variação do pH e da humidade durante os ensaios, mesófilo e termófilo, na massa em compostagem.

Tabela 19 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP1-14T40		MP1-14T55	
	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]
Início	5,35	80,21	5,35	80,21
1ª amostragem	5,96	82,13	6,21	79,86
2ª amostragem	6,47	79,96	6,84	81,85
3ª amostragem	6,89	76,48	6,95	73,70
4ª amostragem	7,01	61,37	7,04	16,58

Como se pode observar pela Tabela 19 o pH do ensaio realizado na gama termófila atingiu mais depressa valores neutros, enquanto, no ensaio realizado a 40°C foi subindo gradualmente para os mesmos valores. Contudo, no final de ambos os ensaios, o valor de pH do composto foi bastante análogo. A Figura 18 mostra a variação do pH ao longo dos ensaios mesófilo e termófilo, quer da massa em compostagem quer do lixiviado.

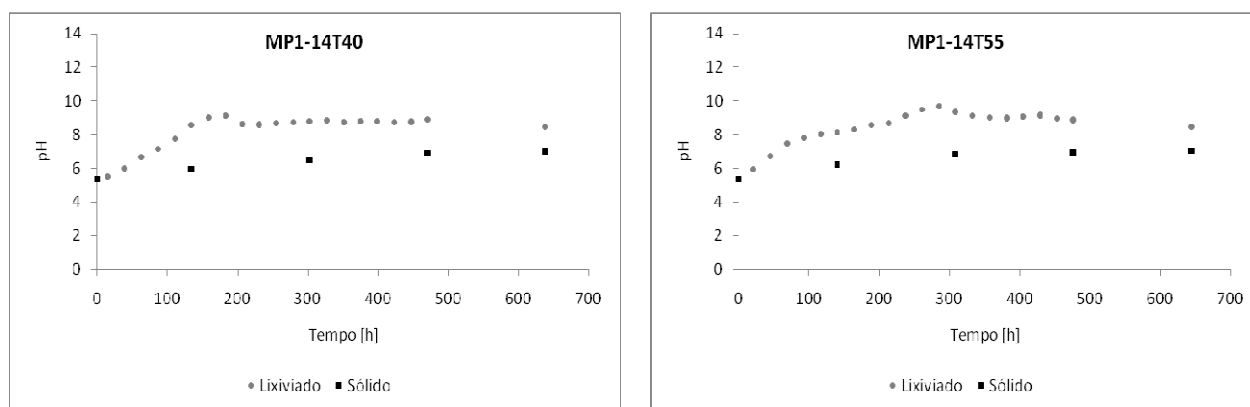


Figura 18 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, a 40°C e 55°C

Comparando a variação do pH do lixiviado de ambos os ensaios, e de acordo com a Tabela 18, verifica-se que no ensaio mesófilo este aumenta gradualmente até um pouco depois da primeira amostragem da fase sólida, seguido de uma ligeira diminuição, mantendo-se nessa gama de valores até ao final do ensaio. Por outro lado, no ensaio a 55°C observa-se que o valor de pH aumenta significativamente nos primeiros dias de ensaio, continuando posteriormente a aumentar, mas desta vez de forma gradual, seguido de um último aumento um pouco antes da segunda amostragem da fase sólida, sendo que daqui em diante verifica-se uma diminuição do valor de pH, mantendo-se nessa gama de valores até ao final do processo. No final de ambos os ensaios verifica-se que o valor de pH do

lixiviado era quase o mesmo. No que diz respeito à variação do pH da massa em compostagem, e conforme já descrito, em ambos ensaios esta varia de modo análogo, sendo que no ensaio termófilo o valor de pH, para o mesmo tempo de ensaio, é sempre ligeiramente superior ao do ensaio mesófilo. Como se pode ver o valor de pH da massa em compostagem e do lixiviado evoluíram de modo semelhante, isto é, numa fase inicial existiu um aumento do pH quer da massa em compostagem quer do lixiviado, seguido de uma estabilização deste até ao final do ensaio, sugerindo que o pH do lixiviado é um bom indicador do pH da massa em compostagem.

Substrato orgânico base com o rolo de cozinha

Os resultados da caracterização dos diferentes parâmetros de análise dos compostos obtidos no final do processo de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha resumem-se e estão apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C

Ensaio		MP2-14T40	MP2-14T55
Parâmetro			
Tempo [h]		639	643
Massa [g, bs]		76,92	68,30
pH		6,96	7,07
Humidade [% m/m, btq]		63,13	9,23
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		83,48	83,44
Cinzas [% m/m, bs]		16,52	16,56
Cinzas [g, bs]		12,71	11,31
Lípidos [% m/m, bs]		1,88	1,55
Fibras [% m/m, bs]		49,89	47,49
Hemicelulose [% m/m, bs]		19,28	19,74
Celulose [% m/m, bs]		23,05	21,17
Lenhina [% m/m, bs]		7,56	6,58
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		2,58	2,61
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,11	0,12
Proteínas [% m/m, bs]		16,14	16,31
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		15,57	18,09
Razão Ponderal C/N		17,96	17,76
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	42,69	42,54
	H	6,41	6,38
	O	47,21	47,34
	N	3,61	3,65

Da análise da Tabela 20 verifica-se que os valores obtidos para os parâmetros dos dois compostos são bastante próximos, excepto os valores de massa e humidade, que são inferiores no ensaio termófilo. Da mesma forma que nos ensaios com guardanapo de folha

simples, o teor de humidade, apesar de ir diminuindo, esteve sempre acima da gama óptima, sendo que no final do ensaio termófilo o valor obtido é bastante baixo, fruto da elevada temperatura e da pouca massa existente dentro do reactor (ver Tabela 22).

Em qualquer um dos ensaios era possível observar que a textura heterogénea se mantinha, sendo ainda possível distinguir os diferentes aglomerados do rolo de cozinha não degradado, assim como os pequenos troços das podas e ainda alguma da relva de jardim. Contudo, diferiam relativamente à cor, sendo que o ensaio mesófilo apresentava uma tonalidade mais escura quase preta, enquanto no ensaio termófilo os tons castanhos predominavam. É de realçar que em ambos os ensaios observou-se a presença de microrganismos com uma cor branca, porém, era no ensaio a 55°C que estes existiam em maior abundância e junto ao papel. O composto do ensaio MP2-14T55 apresentava-se ainda com um teor de humidade bastante mais baixo e com um odor térreo, em relação ao composto do ensaio a 40°C, que uma mais vez apresentava um aspecto “lamacento”. Os elevados teores de humidade observados ao longo do processo, e à semelhança dos ensaios com o guardanapo, levaram a que fosse necessário recolher o lixiviado e analisá-lo, quer em volume quer em pH, encontrando-se na Tabela 21 os resultados obtidos.

Tabela 21 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP2-14T40		MP2-14T55	
	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH
1º dia – início	-	-	-	-
2º dia	8	5,81	36	6,35
3º dia	20	6,45	44	7,01
4º dia	30	6,97	37	7,89
5º dia	46	7,52	35	8,41
6º dia	40	7,99	41	8,69
7º dia – 1ª amostragem	40	8,77	29	8,91
8º dia	50	9,14	33	9,02
9º dia	52	8,72	42	9,21
10º dia	10	8,90	28	9,85
11º dia	17	8,87	18	10,32
12º dia	12	8,89	14	10,44
13º dia	15	8,95	15	10,27
14º dia - 2ª amostragem	15	8,88	11	10,03
15º dia	9	8,92	10	9,99
16º dias	9	9,02	12	9,94
17º dia	8	9,08	9	9,85
18º dia	10	9,11	12	9,79
19º dia	9	9,09	10	9,67
20º dia	8	9,10	10	9,43
21º dia - 3ª amostragem	8	9,09	8	9,21
28º dia - 4ª amostragem	8	8,47	8	8,52
Total	424		462	

Relativamente ao volume total de lixiviado recolhido nos dois ensaios pode constatar-se que no ensaio que decorreu a temperaturas termófilas foi superior, sendo que os maiores volumes recolhidos em ambos os ensaios ocorreram durante os primeiros 10 dias de processo.

Além do lixiviado, também em todas as amostragens da fase sólida, o valor de pH da massa em compostagem foi determinado. Assim, a tabela seguinte, Tabela 22, mostra a variação do pH e humidade durante os ensaios, mesófilo e termófilo, na massa em compostagem.

Tabela 22 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP2-14T40		MP2-14T55	
	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]
Início	5,61	80,66	5,61	80,66
1ª amostragem	6,02	82,81	6,17	79,90
2ª amostragem	6,35	80,25	6,59	80,50
3ª amostragem	6,81	75,22	6,98	73,54
4ª amostragem	6,96	63,13	7,07	9,23

Pela Tabela 22 pode ver-se que, apesar de o valor de pH inicial ser ácido, em ambos os ensaios este evoluiu para valores neutros, sendo de notar que a 55°C o valor de pH final é ligeiramente superior, porém na mesma gama de valores. Mais uma vez, e da mesma forma que nos ensaios com guardanapo, o aumento de pH deu-se mais rapidamente em condições termófilas de compostagem.

A Figura 19 apresenta a variação do valor de pH ao longo dos ensaios mesófilo e termófilo, quer da massa em compostagem quer do lixiviado.

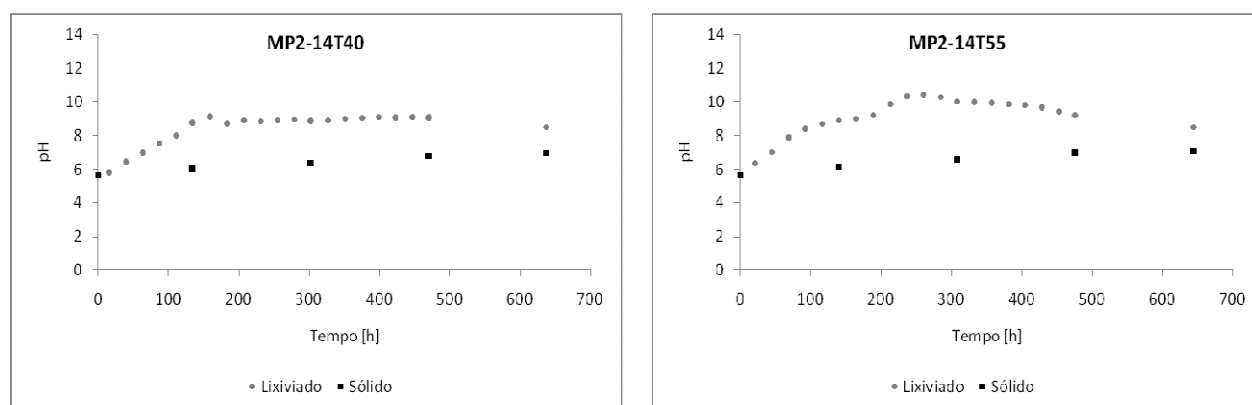


Figura 19 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o rolo de cozinha, a 40°C e 55°C

Na Figura 19, pode observar-se a variação dos valores de pH da massa em compostagem e do lixiviado respectivo. A variação ao longo dos ensaios é semelhante, sendo que o valor do lixiviado se mantém sempre acima do valor do pH da massa sólida em compostagem. Contudo, é no ensaio mesófilo que esta relação se verifica com maior clareza, isto é, numa fase inicial existiu um aumento do pH quer da massa em compostagem quer do lixiviado, seguido de uma estabilização deste até ao final do ensaio, porém e tendo em conta apenas os valores referentes aos momentos de amostragem pode sugerir-se que, em ambos os ensaios, o pH do lixiviado é um bom indicador do pH da massa em compostagem.

Comparando a variação do pH do lixiviado de ambos os ensaios, e de acordo com a Tabela 21, verifica-se que no ensaio mesófilo este aumenta gradualmente até um pouco depois da primeira amostragem da fase sólida atingindo o máximo de 9,14, seguido de uma leve diminuição, mantendo-se nessa gama de valores até ao final do ensaio. Por outro lado, no ensaio a 55°C observa-se um aumento significativo do pH nos primeiros dias de ensaio, mantendo-se nesse patamar durante 3 dias, seguido de um último aumento um pouco antes da segunda amostragem da fase sólida atingindo um valor de pH de 10,44, sendo que daqui em diante verifica-se uma ligeira diminuição do valor de pH, mantendo-se nessa gama de valores até ao final do processo. No final de ambos os ensaios o valor de pH no lixiviado era bastante próximo de 8,50.

No que diz respeito ao valor de pH da massa em compostagem verifica-se que, em ambos os ensaios este varia de modo análogo, ou seja, passam de um valor de pH de 5,61 para um valor neutro, sendo que no ensaio termófilo o valor de pH, para o mesmo tempo de ensaio, é sempre um pouco superior ao do ensaio mesófilo.

Substrato orgânico base com o papel Kraft fino

Também nos ensaios de compostagem com a utilização do papel *Kraft* fino o aspecto geral da massa compostada não se alterou muito relativamente ao aspecto inicial. Em qualquer um dos ensaios, mesófilo e termófilo, era possível observar que a textura heterogénea mantinha-se, sendo possível distinguir no composto os diferentes aglomerados do papel *Kraft* fino não degradado, assim como os pequenos troços das podas e ainda alguma da relva de jardim, utilizados neste processo como fonte de azoto para os microrganismos. Mais uma vez, os compostos diferiam relativamente à cor, sendo que o composto do ensaio mesófilo apresentava uma tonalidade mais escura quase preta, enquanto no ensaio termófilo os tons acastanhados mais claros sobressaíam. O composto do ensaio MP3-14T40, ao contrário dos outros compostos provenientes do ensaio mesófilo, apresentava-se com um teor de humidade próximo do recomendado, porém, observava-se ainda com um aspecto “lamacento”. Por seu lado, o composto do ensaio termófilo apresentava-se, novamente, com um teor de humidade bastante baixo, abaixo dos 20%, não permitindo o metabolismo dos microrganismos, assim como torna o seu manuseamento desagradável. Relativamente ao odor, as alterações foram semelhantes às ocorridas nos ensaios já descritos, apresentando-se o composto resultante do ensaio termófilo com um aroma térreo, enquanto, o composto obtido em condições mesófilas não aduzia esse mesmo odor característico do processo de compostagem.

É de realçar que em ambos os ensaios observou-se a presença de microrganismos com uma cor branca, porém, era no ensaio a 55°C que estes existiam em maior abundância e, mais uma vez, junto ao papel.

Os resultados da caracterização dos diferentes parâmetros dos compostos obtidos através da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel *Kraft* fino nos ensaios mesófilo e termófilo estão resumidos na Tabela 23.

Tabela 23 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel *Kraft* fino, a 40°C e 55°C

Ensaio		MP3-14T40	MP3-14T55
Parâmetro			
Tempo [h]		639	643
Massa [g, bs]		71,76	81,43
pH		7,01	7,05
Humidade [% m/m, btq]		48,73	17,71
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		84,74	86,35
Cinzas [% m/m, bs]		15,26	13,65
Cinzas [g, bs]		10,95	11,12
Lípidos [% m/m, bs]		1,67	1,23
Fibras [% m/m, bs]		53,34	53,08
Hemicelulose [% m/m, bs]		19,65	22,25
Celulose [% m/m, bs]		24,94	23,56
Lenhina [% m/m, bs]		8,75	7,27
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		2,23	2,17
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,09	0,10
Proteínas [% m/m, bs]		13,93	13,57
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		15,80	18,47
Razão Ponderal C/N		21,12	22,10
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	42,96	42,89
	H	6,37	6,34
	O	47,51	47,76
	N	3,07	2,93

Pela Tabela 23, exceptuando o valor do teor de humidade, que é significativamente inferior no ensaio termófilo, observa-se que os valores obtidos para os parâmetros dos dois compostos são próximos. Da mesma forma que nos ensaios anteriores contendo papel de cozinha, o teor de humidade, apesar de ir diminuindo ao longo do processo, esteve sempre acima da gama óptima em ambos ensaios, sendo que no final do ensaio termófilo o valor obtido é bastante baixo, fruto da elevada temperatura e da pouca massa ainda em compostagem dentro do reactor, enquanto que, desta vez, o valor determinado para o composto resultante do ensaio mesófilo está perto do aconselhado (ver Tabela 25).

De modo igual ao realizado para os ensaios anteriormente referidos, e devido aos elevados teores de humidade que se foram verificando, também para estes dois ensaios foi importante monitorizar a variação do valor de pH do lixiviado ao longo do tempo, assim como, o respectivo volume. Os resultados encontram-se apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel *Kraft* fino, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP3-14T40		MP3-14T55	
	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH
1º dia – início	-	-	-	-
2º dia	10	5,82	15	6,32
3º dia	27	6,56	47	6,83
4º dia	47	7,03	50	7,87
5º dia	58	7,74	48	8,45
6º dia	48	8,10	37	8,79
7º dia – 1ª amostragem	42	8,34	29	9,11
8º dia	14	8,61	21	9,19
9º dia	10	8,98	22	9,27
10º dia	12	9,12	19	9,62
11º dia	28	9,22	21	10,02
12º dia	39	9,28	16	10,17
13º dia	40	9,34	19	10,15
14º dia - 2ª amostragem	27	10,03	15	10,46
15º dia	15	10,41	13	10,78
16º dias	11	10,67	17	11,21
17º dia	9	10,87	26	11,34
18º dia	9	11,29	23	11,24
19º dia	8	11,31	19	10,78
20º dia	8	11,27	15	10,31
21º dia - 3ª amostragem	8	10,93	14	9,93
28º dia - 4ª amostragem	8	8,50	10	8,50
Total	478		496	

Também em todas as amostragens da fase sólida, o valor de pH do sólido em compostagem foi determinado. Assim, a tabela seguinte, Tabela 25, mostra a variação do pH e da humidade durante os ensaios, mesófilo e termófilo, na massa em compostagem.

Tabela 25 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel *Kraft* fino, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP3-14T40		MP3-14T55	
	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]
Início	5,45	80,44	5,45	80,44
1ª amostragem	5,87	82,48	6,05	82,37
2ª amostragem	6,49	80,05	6,63	78,50
3ª amostragem	6,87	77,80	6,98	68,55
4ª amostragem	7,01	48,73	7,05	17,71

Pela análise da Tabela 24 verifica-se que os maiores volumes de líquido recolhidos em ambos os ensaios ocorreram durante os primeiros 14 dias de processo, porém, observa-se que é no ensaio realizado em condições termófilas que o volume total de líquido recolhido foi maior, com cerca de 496 mL. Ainda, pela Tabela 25, pode ver-se que, apesar de o valor de pH inicial ser ácido, este evoluiu para valores neutros. Da mesma forma que nos ensaios anteriores, o aumento de pH deu-se mais rapidamente em condições termófilas de compostagem.

Nos gráficos da Figura 20 estão representados os valores de pH da fase sólida e do líquido respectivo ao longo dos ensaios mesófilo e termófilo.

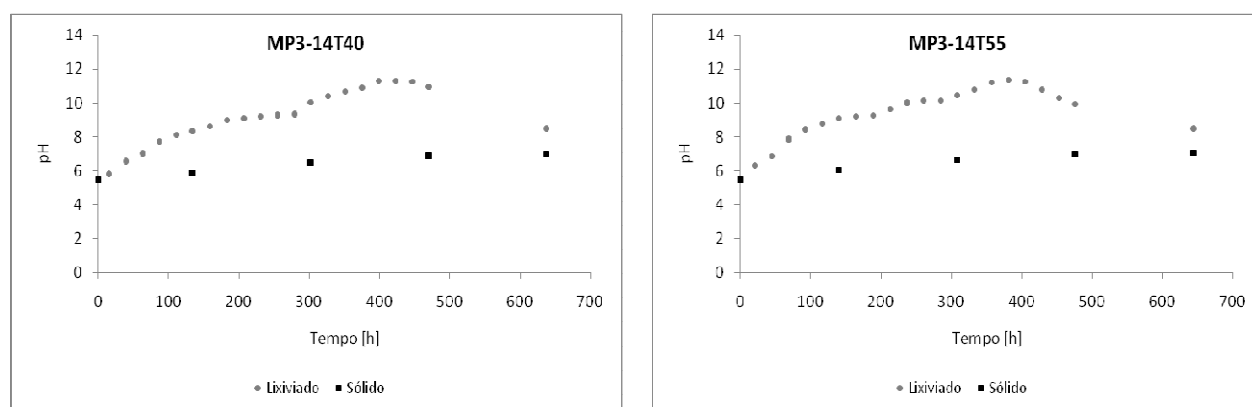


Figura 20 – Variação do pH do sólido e do líquido ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com o papel *Kraft* fino, a 40°C e 55°C

Através da Figura 20 verifica-se que os valores de pH da massa em compostagem e do líquido variam paralelamente, com diferenças mais ou menos constantes entre si, sendo que o valor do líquido se mantém sempre acima do valor do pH da massa sólida. Assim, e tendo em conta apenas os valores referentes aos momentos de amostragem da fase sólida pode sugerir-se que, em ambos os ensaios, o pH do líquido é um bom indicador do pH da massa em compostagem. Comparando os valores de pH do líquido, e de acordo com a Tabela 24 e com a Figura 20 verifica-se que, em ambos os ensaios o aumento do pH deu-se de forma análoga, isto é, aumenta gradualmente até um pouco depois da primeira amostragem da fase sólida, mantendo-se nessa gama de valores durante alguns dias, seguido de um segundo aumento após a segunda amostragem, atingindo um máximo e, a partir desse momento diminui até um valor final de 8,50, observando-se a inexistência de líquido da terceira para a quarta e última amostragem. Contudo, os valores de pH do líquido, no ensaio termófilo, são sempre ligeiramente superiores, sendo que o valor máximo, de 11,34, é atingido dois dias antes do que no ensaio mesófilo com 11,31.

No que diz respeito ao valor de pH da massa em compostagem conclui-se que, em ambos os ensaios, mesófilo e termófilo, a evolução do pH deu-se de forma semelhante, ou seja, passam de um valor de pH de 5,45 para 7,01 e 7,05, respectivamente, sendo que no ensaio termófilo o valor de pH, para o mesmo tempo de ensaio, é sempre um pouco superior.

Substrato orgânico base

Nos ensaios de compostagem onde apenas se utilizou a mistura de resíduos orgânicos domésticos, também o aspecto geral da massa compostada não se alterou muito relativamente ao inicial. Em qualquer um dos ensaios, era possível observar que a textura heterogênea mantinha-se, distinguindo-se os pequenos troços das podas e ainda alguma da relva de jardim. Mais uma vez, os compostos diferiam relativamente à cor, sendo que o composto do ensaio mesófilo apresentava uma tonalidade mais escura quase preta, enquanto o ensaio termófilo exibia uma cor castanha clara. O composto do ensaio MP0T40, ao contrário dos outros compostos provenientes do ensaio mesófilo, apresentava-se com um teor de humidade abaixo do recomendado, porém, encontrava-se ainda com o aspecto “lamacento”. Por seu lado, o composto do ensaio termófilo apresentava-se, novamente, com um teor de humidade bastante baixo, abaixo dos 10%, o que levar a que o composto não se encontre estabilizado. Quanto ao odor, as alterações foram semelhantes às ocorridas nos ensaios já descritos, isto é, o composto resultante do ensaio termófilo possuía aroma térreo, enquanto, o composto obtido em condições mesófilas não continha esse mesmo odor característico do processo de compostagem.

A caracterização dos vários parâmetros dos produtos de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, para ambos os ensaios, é apresentada na Tabela 26.

Tabela 26 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C

Ensaio		MP0T40	MP0T55
Parâmetro			
Tempo [h]		639	643
Massa [g, bs]		62,18	73,55
pH		7,09	7,12
Humidade [% m/m, btq]		39,41	8,72
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		82,29	85,17
Cinzas [% m/m, bs]		17,71	14,83
Cinzas [g, bs]		11,01	10,91
Lípidos [% m/m, bs]		2,73	1,62
Fibras [% m/m, bs]		46,04	55,38
Hemicelulose [% m/m, bs]		19,44	31,40
Celulose [% m/m, bs]		15,80	16,12
Lenhina [% m/m, bs]		10,80	7,86
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		2,90	2,33
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,12	0,09
Proteínas [% m/m, bs]		18,10	14,55
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		15,42	13,62
Razão Ponderal C/N		15,79	20,33
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	42,68	42,86
	H	6,49	6,37
	O	46,64	47,49
	N	4,10	3,19

Da análise da Tabela 26 verifica-se que, e ao contrário dos ensaios anteriores, existem significativas diferenças entre os compostos obtidos nos ensaios mesófilo e termófilo, nomeadamente, o teor de humidade, os lípidos, o azoto de Kjeldhal e as proteínas, que são ligeiramente inferiores no ensaio termófilo, e a massa, os sólidos voláteis e a razão ponderal C/N, que por sua vez são superiores. Contudo, e da mesma forma que nos ensaios contendo papel de cozinha, o teor de humidade, apesar de ir diminuindo ao longo do processo, esteve sempre acima da gama ótima em ambos ensaios, sendo que no final do ensaio mesófilo o valor obtido encontra-se abaixo da gama recomendável, enquanto no composto do ensaio MP0T55 o teor de humidade final é bastante inferior fruto de uma temperatura de processo mais elevada (ver Tabela 28).

Assim como para os ensaios anteriormente referidos, e devido aos elevados teores de humidade que se foram verificando, também para estes dois ensaios monitorizou-se a variação do valor de pH do lixiviado e o respectivo volume. Os resultados encontram-se resumidos na Tabela 27.

Tabela 27 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP0T40		MP0T55	
	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH
1º dia – início	-	-	-	-
2º dia	10	5,51	29	6,34
3º dia	10	6,89	34	6,91
4º dia	19	7,65	51	8,12
5º dia	24	8,55	39	8,91
6º dia	27	9,04	36	9,47
7º dia – 1ª amostragem	51	9,33	20	9,50
8º dia	42	9,44	15	9,51
9º dia	30	8,99	14	9,48
10º dia	25	8,84	12	9,51
11º dia	16	8,93	13	9,99
12º dia	17	8,79	14	10,77
13º dia	20	8,93	17	11,21
14º dia - 2ª amostragem	15	9,04	21	10,96
15º dia	11	9,12	16	10,56
16º dias	10	8,97	20	10,44
17º dia	12	9,01	18	10,32
18º dia	11	9,03	19	10,33
19º dia	9	9,07	14	10,32
20º dia	9	8,93	12	9,97
21º dia - 3ª amostragem	9	9,00	11	9,90
28º dia - 4ª amostragem	9	8,00	9	8,02
Total	386		434	

Relativamente ao volume total de lixiviado recolhido nos dois ensaios, mais uma vez pode constatar-se que é no ensaio termófilo onde este foi superior com cerca de 434 mL, sendo que os maiores volumes recolhidos ocorreram até à primeira amostragem da fase sólida, enquanto no ensaio realizado a 40°C os maiores volumes de lixiviado foram recolhidos entre o 4º e o 13º dia.

Também em todas as amostragens da fase sólida, o valor de pH da massa em compostagem foi determinado. Assim, a Tabela 28 mostra a variação do pH e da humidade durante os ensaios, mesófilo e termófilo, no sólido em compostagem.

Tabela 28 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C

Ensaio Amostragem	MP0T40		MP0T55	
	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]
Início	5,43	81,66	5,43	81,66
1ª amostragem	5,98	84,04	6,78	82,92
2ª amostragem	6,42	79,80	6,99	82,20
3ª amostragem	6,82	76,17	7,06	76,04
4ª amostragem	7,09	39,41	7,12	8,72

Quanto ao valor de pH da fase sólida, de acordo com a Tabela 28, pode ver-se que o aumento do pH foi mais rápido no ensaio termófilo do que no mesófilo, passando de um valor ácido de 5,43 para valores neutros, 7,12 e 7,09, respectivamente. A figura seguinte, Figura 21, representa a variação do valor de pH, ao longo dos ensaios mesófilo e termófilo, do sólido em compostagem e do respectivo lixiviado.

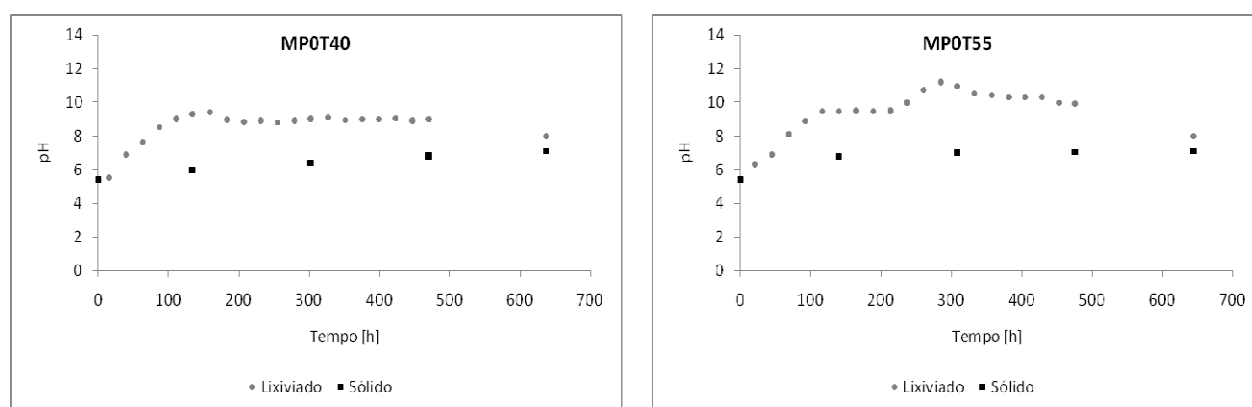


Figura 21 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos, a 40°C e 55°C

Através da Figura 21 e, comparando, mais uma vez, o pH da massa em compostagem e do lixiviado originado durante o processo, verifica-se que apesar de sempre ligeiramente mais básico o pH do lixiviado evolui de modo mais ou menos semelhante ao do sólido, especialmente para o ensaio mesófilo. Assim, e tendo em conta

apenas os valores referentes aos momentos de amostragem da fase sólida, e à semelhança dos ensaios anteriores, pode sugerir-se que o pH do lixiviado é um bom indicador do pH da massa em compostagem. Comparando os valores de pH do lixiviado, e de acordo com a Tabela 27 e com a Figura 21 verifica-se que, no ensaio mesófilo o aumento do pH deu-se gradualmente até um pouco depois da primeira amostragem da fase sólida, atingindo o máximo de 9,44, seguido de uma leve diminuição e, a partir desse momento manteve-se nessa gama de valores até um valor final de 8,00. Por seu lado, no ensaio realizado a 55°C verifica-se um aumento significativo do valor de pH do lixiviado desde o início do processo até à primeira amostragem da fase sólida, mantendo-se nessa gama até um pouco antes da segunda amostragem, que é quando existe um segundo aumento, atingindo-se o máximo de 11,21, sendo que a partir desse momento o valor de pH diminui ligeiramente, apresentando um valor final de 8,02. Em ambos os ensaios, e à semelhança dos ensaios anteriores realizados com o papel de cozinha, observa-se a inexistência de lixiviado da terceira para a quarta e última amostragem, o que pode estar relacionada com os baixos valores de humidade que se começavam a fazer sentir, e os valores de pH do lixiviado no ensaio termófilo são sempre ligeiramente superiores aos do ensaio mesófilo.

6.1.3. Grau de conversão

A Figura 22 apresenta a variação, em termos da composição ponderal, que ocorreu do substrato orgânico inicial para os respectivos compostos obtidos, calculados utilizando a equação 3, dos ensaios da 1ª e 2ª fase nos vários tipos de papel de cozinha.

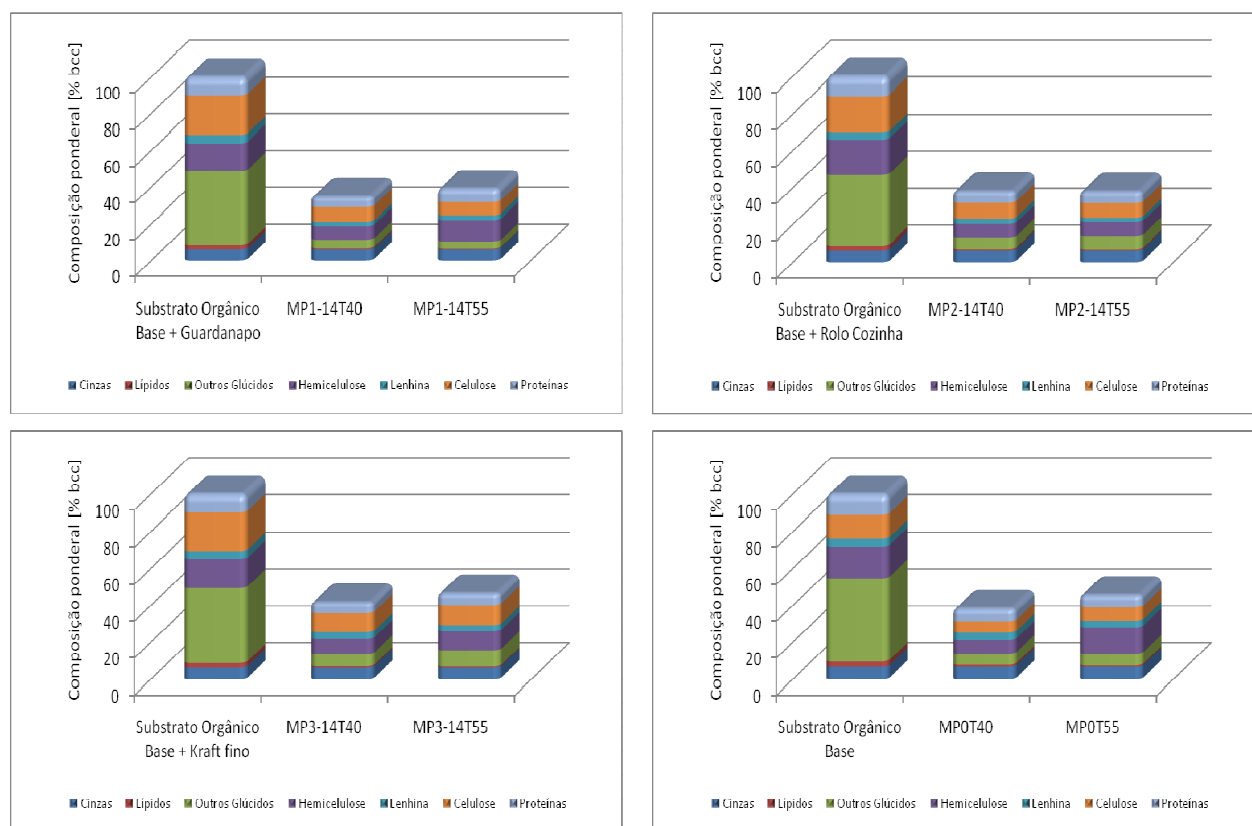


Figura 22 – Composições ponderais iniciais e finais para os vários tipos de papel de cozinha nos ensaios da 1ª e 2ª fase

Como se pode observar nos gráficos da Figura 22, a maior diferença entre o substrato inicial e o produto final da compostagem, em termos de composição ponderal, regista-se em todos os ensaios realizados em condições mesófilas, apresentando uma grande redução em quase todas as fracções, em relação aos ensaios realizados a 55°C, especialmente, nos outros glúcidos, na hemicelulose e nas proteínas, enquanto que, é no ensaio termófilo que se verifica uma maior redução no teor em lípidos. No que diz respeito ao conteúdo de celulose presente nos compostos obtidos, verifica-se que nos ensaios onde se utilizou o guardanapo e o rolo de cozinha existe uma maior redução em condições termófilas, porém, para o papel *Kraft* fino e para o ensaio sem papel de cozinha, as condições mesófilas são mais vantajosas.

Na Figura 23 pode ver-se a representação gráfica do grau de conversão de cada um dos componentes orgânicos nos diferentes ensaios da 1ª e 2ª fase, calculados através das equações 4 e 5.

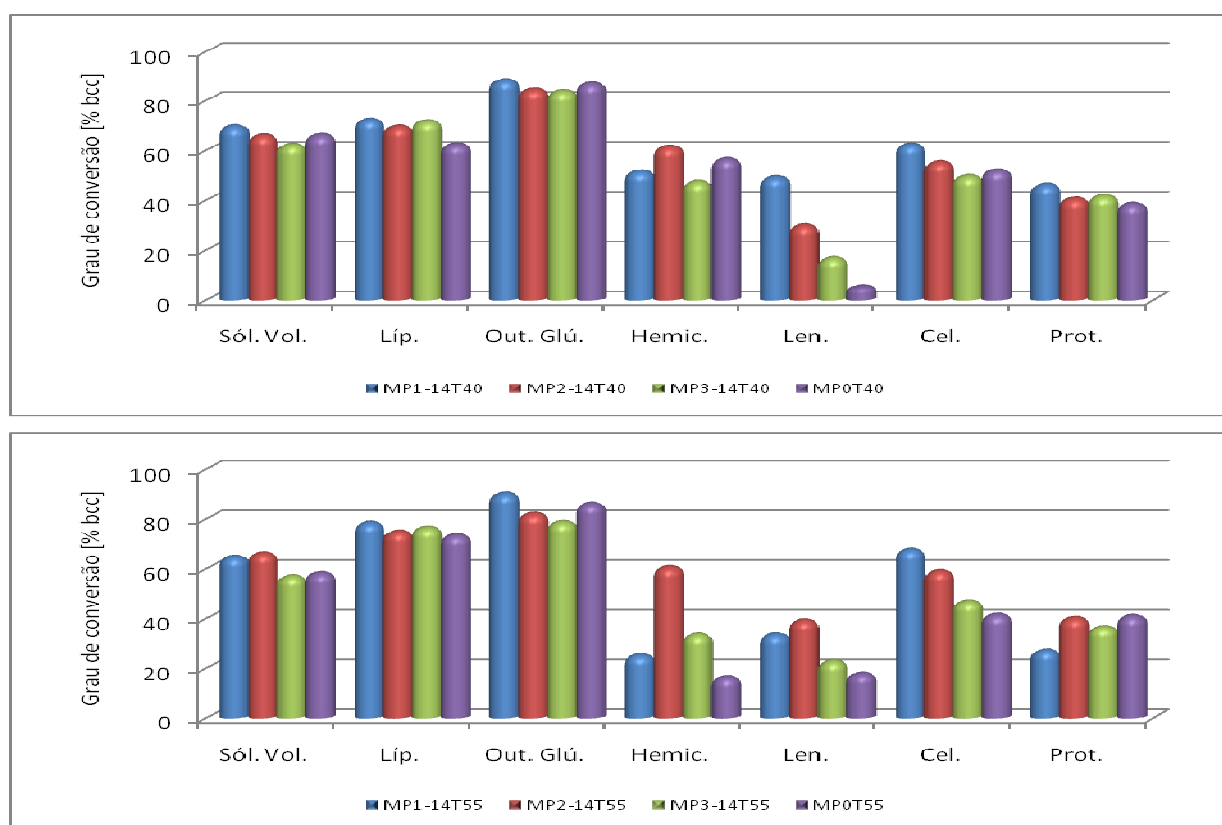


Figura 23 – Graus de conversão dos diferentes componentes para os vários tipos de papel de cozinha nos ensaios da 1ª e 2ª fase

Pela análise da Figura 23 conclui-se que, com excepção à fracção lipídica que apresenta graus de conversão maiores em condições termófilas, o grau de conversão foi sempre superior, nas restantes fracções e na maioria dos ensaios, em condições de compostagem mesófilas, ou seja, excepto o grau de conversão do ensaio MP0T40 na fracção proteica, do MP1-14T40 nos outros glúcidos e na celulose e o MP2-14T40 na

fracção celulósica, que apresentam valores inferiores em comparação com o ensaio a 55°C. De certa forma, e pela Figura 22, estes resultados eram de se esperar, tendo em conta os valores das composições ponderais obtidos. Por outro lado, os graus de conversão obtidos na fracção da lenhina são extremamente elevados tendo em conta o que seria de esperar, isto é, sendo a lenhina um componente de difícil degradação era de aguardar valores de grau de conversão bem inferiores. Tal facto pode estar associado a erros experimentais, uma vez que, e conforme já descrito, o substrato apresentava-se bastante heterogéneo, o que dificultava a amostragem da fase sólida e ainda devido à incerteza do método de análise deste componente e aos baixos valores de lenhina presentes.

Resumidamente, os maiores graus de conversão nos diferentes componentes orgânicos foram obtidos por parte dos ensaios onde se utilizou o guardanapo de folha simples, não sendo, no entanto, possível esclarecer qual será a melhor temperatura de processo, pois, enquanto a 40°C verificou-se um maior grau de conversão para os sólidos voláteis, hemicelulose e proteínas, já a temperaturas termófilas os lípidos, a celulose e os outros glúcidos obtiveram maiores degradações. Mais uma vez, estes valores eram de se esperar, uma vez que foi nos ensaios MP1-14T40 e MP1-14T55 que se verificou maior actividade biológica, através do maior volume de CO₂ produzido durante todo o processo de compostagem.

6.2. 3ª FASE

Perante os resultados obtidos nos ensaios anteriores, verifica-se que os ensaios com o guardanapo de folha simples apresentam bons resultados ao ser utilizado com a mistura de resíduos orgânicos domésticos. Conforme referido anteriormente, os ensaios referentes à 1ª e 2ª fase onde se utilizou o rolo de cozinha e, apesar de apresentarem resultados não tão bons, são semelhantes aos obtidos com o guardanapo, sendo por isso neste ensaio substituído o rolo de cozinha pelo saco de plástico biodegradável. Uma vez verificados satisfatórios graus de conversão da fracção celulósica, da ordem de 50%, nestes ensaios elevaram-se as percentagens de papel de cozinha, quer do guardanapo de folha simples e quer do papel *Kraft* fino, de forma a avaliar os efeitos desse aumento no processo de compostagem. Por outro lado, tendo em conta os problemas de humidade que se fizeram sentir ao longo de todo o processo de compostagem nos ensaios anteriores e devido à maior quantidade de papel introduzida, neste ensaio as condições de operação foram ligeiramente diferentes. Como tal, nesta fase os quatro reactores operaram a condições de caudal de ar de alimentação superiores e constante ao longo de todo o ensaio, cerca de 0,30 dm³.min⁻¹, uma vez que se pretendia remover a humidade em excesso. Assim, os reactores A, B e C continham a mistura de resíduos orgânicos domésticos mais o guardanapo de folha simples, o papel *Kraft* fino e o saco de plástico biodegradável, respectivamente, enquanto no reactor D permanecia a mesma mistura utilizada nos ensaios da 1ª e 2ª fase, a mistura de resíduos orgânicos domésticos. A temperatura inicial no ensaio foi 40°C, na gama mesófila portanto, passando para 55°C quando o pH atingisse a gama neutra.

Para a caracterização do composto, e à semelhança do que sucedeu nos ensaios anteriores, foram analisados parâmetros como, o teor em humidade, o teor em lípidos, as proteínas, as fibras, o pH, os sólidos voláteis, entre outros, assim como, a análise do teor em CO₂ ao longo do processo.

Os resultados obtidos podem ser observados a seguir nas subsecções seguintes.

6.2.1 Teor de CO₂ ao longo do ensaio

A Figura 24 representa os gráficos do teor de CO₂ no gás de exaustão e o caudal de alimentação gasosa para a 3ª fase, sendo que os momentos sem leitura de ar ou do teor de CO₂ correspondem a situações de erros de leitura do equipamento ou aos referidos momentos de paragem para amostragem da fase sólida.

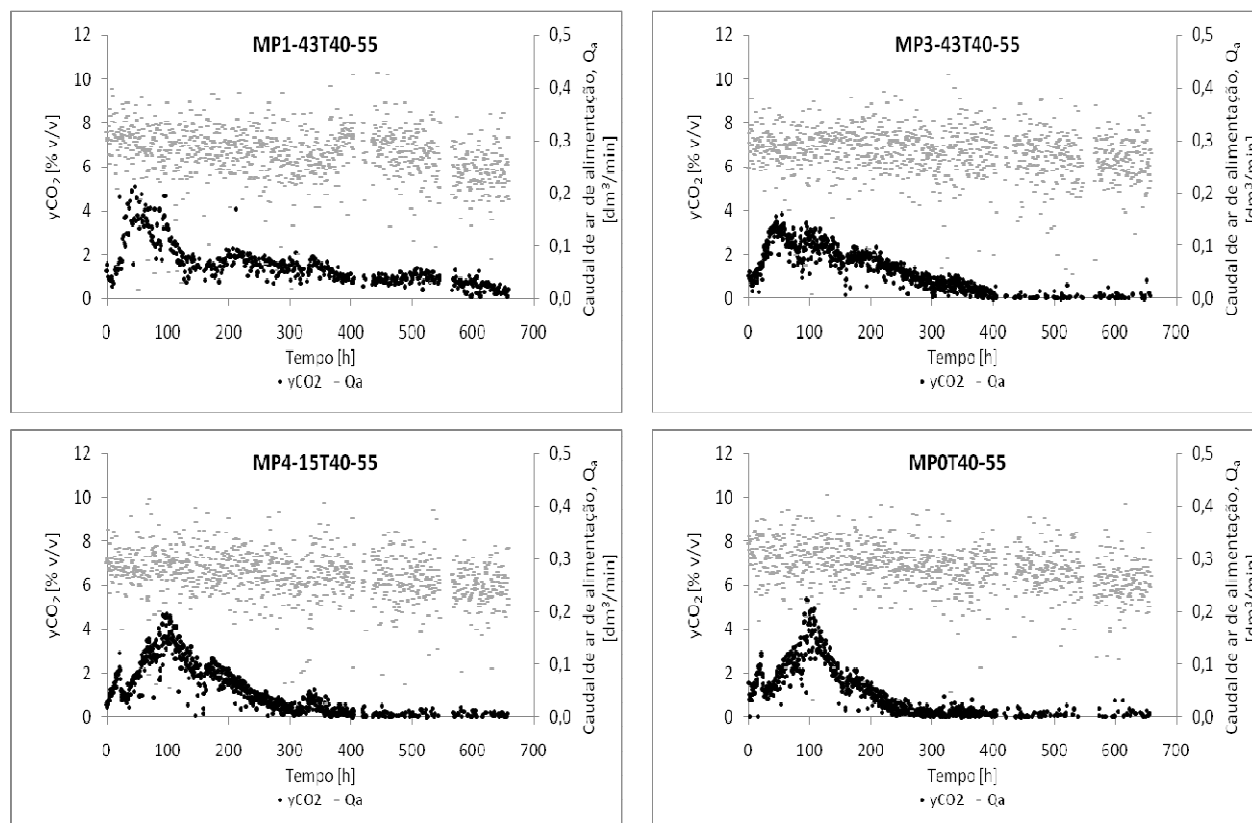


Figura 24 - Variação do teor de CO₂ no gás de exaustão e do caudal de ar de alimentação ao longo do tempo nos ensaios da 3ª fase

Nos ensaios MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55 o teor de CO₂ apresentou um valor inicial constante e muito próximo a 1% de CO₂ (v/v), que se manteve durante as primeiras 17 horas de processo. Após este período que se pode considerar de adaptação dos microrganismos e a fase em que ocorrerá a hidrólise ácida, o teor de CO₂ começou a aumentar tendo-se atingido o máximo de 5,1% de CO₂ (v/v), ao fim de aproximadamente 46 horas, para o ensaio MP1-43T40-55, enquanto no MP3-43T40-55 o valor máximo atingido foi de 3,9% de CO₂ (v/v) às 54 horas de ensaio. Deste momento em diante o teor de CO₂ diminuiu gradualmente até ao momento em que se elevou o valor da temperatura para 55°C, às 90 horas de processo, observando-se um ligeiro aumento do teor de CO₂. Contudo, esse aumento não foi suficiente para se atingirem valores de teor de CO₂ superiores aos até então verificados. A partir deste momento o teor de CO₂ diminuiu sempre em ambos os ensaios. No ensaio MP1-43T40-55 esta diminuição foi mais feroz numa fase inicial, passando depois a efectuar-se de uma forma mais gradual até ao final do processo, porém, o ensaio aparentemente terminou antes de se verificar a exaustão da

matéria orgânica facilmente biodegradável, pelo que o teor de CO_2 no gás de exaustão nunca chegou a atingir valores próximos de zero. Já para o ensaio MP3-43T40-55 a diminuição do teor de CO_2 até ao final do processo deu-se de forma gradual, quase linear ao longo do tempo, atingindo-se valores próximos de zero a partir das 400 horas de ensaio, o que pode significar o esgotamento da matéria orgânica de fácil degradação. Em ambos os ensaios verifica-se que após cada revolvimento efectuado aquando das amostragens da fase sólida, nomeadamente, o primeiro às 155 horas e o segundo às 322 horas de ensaio, existiu um aumento significativo do teor de CO_2 .

Os resultados obtidos na degradação da mistura de resíduos orgânicos domésticos e desta com o plástico biodegradável estão representados nos gráficos dos ensaios MP0T40-55 e MP4-150T40-55, respectivamente, na Figura 24. Como se pode observar, o teor de CO_2 inicial no gás de exaustão apresenta valores na ordem dos 0,5% de CO_2 (v/v), tendo começado rapidamente a aumentar até atingir valores de 3% de CO_2 (v/v), isto durante as primeiras 21 horas de processo. Contudo, durante esse tempo os ensaios decorreram a uma temperatura próxima dos 25°C, devido a uma anomalia com a bomba de recirculação, sendo que após a resolução deste problema a temperatura elevou-se rapidamente a 40°C. Contudo, o aumento da temperatura provocou uma diminuição do teor de CO_2 para valores na ordem do 1% de CO_2 (v/v). Após este período de adaptação, o teor de CO_2 aumentou bastante atingindo valores próximos de 3,2% de CO_2 (v/v), porém é a partir do momento em que se eleva a temperatura aos 55°C que se verifica um novo aumento, atingindo-se o máximo de 4,7% de CO_2 (v/v) no ensaio MP4-15T40-55 às 98 horas, enquanto para o ensaio MP0T40-55 o valor de teor de CO_2 máximo foi de 5,4% de CO_2 (v/v) ao final de aproximadamente 94 horas de compostagem. A partir desse momento o teor de CO_2 no gás de exaustão começa a diminuir significativamente numa fase inicial, acompanhando a diminuição da intensidade da actividade biológica, passando depois a efectuar-se de uma forma mais progressiva até atingir valores próximo de zero até ao final do ensaio.

É de realçar que, após os revolvimentos efectuados aquando das amostragens da fase sólida, nomeadamente, durante a primeira e segunda amostragem, às 155 horas e 322 horas, para o ensaio MP4-15T40-55 e apenas às 155 horas para o ensaio MP0T40-55, observou-se ligeiros aumentos do teor de CO_2 .

Resumidamente, de uns substratos para os outros a maior diferença consiste no maior ou menor teor de CO_2 atingido e ao tempo de ensaio em que este foi registado, apresentando comportamentos iguais de modo geral. Assim para os ensaios MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55 observa-se uma primeira fase de adaptação e hidrólise ácida em que o teor de CO_2 se mantém baixo, seguida de um pico atingido na fase mesófila e posterior diminuição gradual até valores novamente próximos de 0,5% de CO_2 (v/v) para o ensaio MP1-43T40-55 e 0% de CO_2 (v/v) para o MP3-43T40-55. Nos restantes dois ensaios observa-se um aumento inicial rápido do teor de CO_2 , seguido de uma ligeira diminuição, sendo que após essa fase de adaptação atinge-se um pico na fase termófila e posteriormente observa-se uma diminuição gradual até ao final do processo para valores de 0% de CO_2 (v/v).

Em todos os ensaios podem observar-se outros picos, mais ou menos evidentes, do teor de CO_2 que se seguem às amostragens da fase sólida.

A Figura 25 complementa o descrito anteriormente para os ensaios da 3ª fase e permite observar os efeitos da variação da temperatura na produção de CO_2 , que está implicitamente relacionada com a intensidade da actividade biológica.

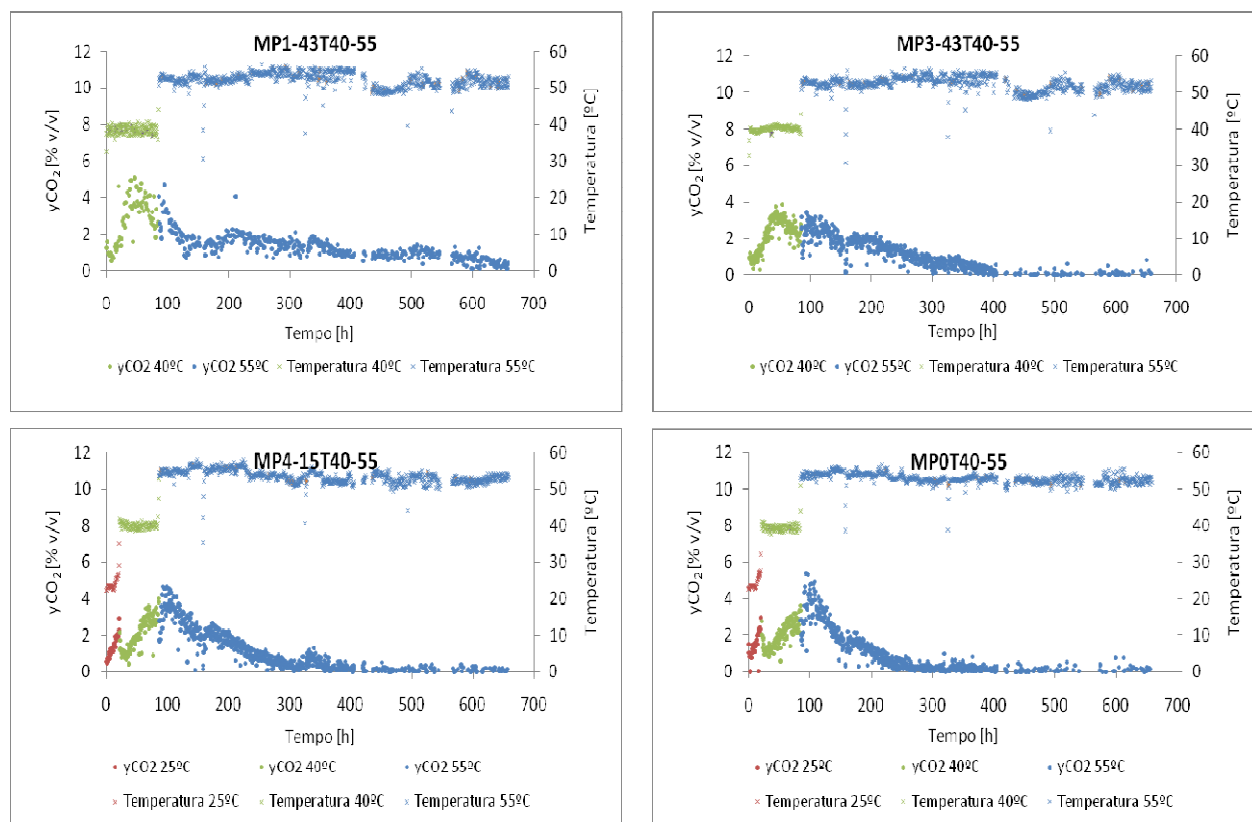


Figura 25 - Variação da temperatura e do caudal de alimentação ao longo do tempo nos ensaios da 3ª fase

O mesmo pode ser observado nos gráficos da Figura 26, que representam o volume de CO₂ acumulado ao longo do tempo de ensaio.

O volume de CO₂ acumulado ao longo do processo de compostagem foi maior no ensaio MP1-43T40-55 no qual se utilizou a mistura de resíduos orgânicos domésticos com o guardanapo de folha simples, onde se verificou um volume de CO₂ acumulado total de 138,9 dm³. Por outro lado, o ensaio em que se verificou um menor volume de CO₂ acumulado total foi naquele onde se usou a mistura de resíduos orgânicos domésticos, o MP0T40-55, apenas de 93,6 dm³.

Em todos os ensaios observa-se uma primeira fase de adaptação dos microrganismos, na qual a produção de CO₂ é muito reduzida, tal como se tinha constatado nos gráficos da Figura 24 e por isso o volume acumulado de CO₂ é muito baixo, especialmente para os ensaios MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55, uma vez que, e de acordo com o já referido, nos ensaios MP4-15T40-55 e MP0T40-55 esta fase de adaptação pode ser dividida em duas etapas, a primeira em que existiu uma forte emissão de CO₂ enquanto a temperatura rondava os 25°C, seguida de uma baixa actividade biológica resultante do aumento da temperatura para os 40°C onde a produção de CO₂ é pouca. Após este período de adaptação observa-se um aumento do volume de CO₂ acumulado que está intimamente ligado à intensa degradação da matéria orgânica facilmente biodegradável, sendo que nos dois primeiros ensaios este aumento ocorre mais cedo e de forma gradual, enquanto nos outros dois ensaios esta deu-se mais tardiamente, mas com uma forma mais acentuada, como é possível verificar pelo maior declive. Seguidamente, o volume de CO₂ começou a

diminuir até ao final do ensaio, o que significa que ter-se-á esgotado a matéria orgânica de fácil biodegradação e pelo que o declive da curva de CO₂ acumulado foi apresentando valores cada vez menores e próximo de zero. Contudo, no ensaio com o guardanapo de folha simples, MP1-43T40-55, tal não se verifica, uma vez que quando se deu por terminado o ensaio o teor de CO₂ no gás de exaustão não chegou a atingir valores próximos de zero.

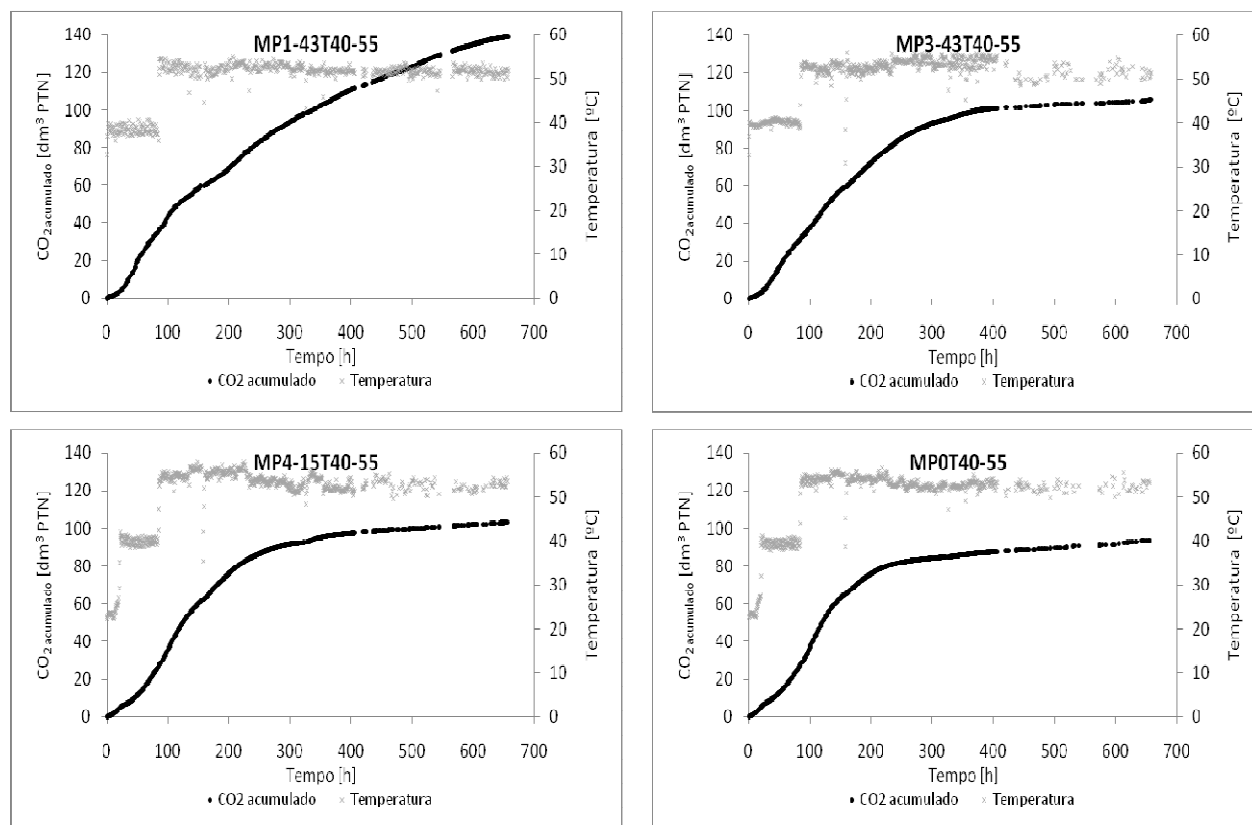


Figura 26 – Volume de CO₂ acumulado e temperatura do processo ao longo do tempo nos ensaios da 3ª fase

6.2.2 Caracterização do composto

O aspecto geral de todos os produtos de compostagem era semelhante e, onde se podia verificar que a textura heterogénea se mantinha, podendo identificar-se os pequenos troços das podas e alguma da relva de jardim, assim como os aglomerados de papel de cozinha e do plástico biodegradável nos ensaios MP1-43T40-55, MP3-43T40-55 e MP4-15T40-55, respectivamente.

Os compostos apresentavam-se ainda com uma estrutura solta, uma cor castanha, ligeiramente seco e com um aroma térreo, e nos quais se observavam a presença de microrganismos com uma cor branca, tal como aconteceu com os ensaios realizados em condições termófilas.

Os resultados da caracterização dos diferentes parâmetros nos quatro produtos de compostagem são apresentados na Tabela 29.

Tabela 29 – Caracterização dos compostos obtidos a partir da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável

Ensaio		MP1-43T40-55	MP3-43T40-55	MP4-15T40-55	MP0T40-55
Parâmetro					
Tempo [h]		659			
Massa [g, bs]		97,64	107,38	76,20	66,43
pH		6,59	6,61	7,02	7,05
Humidade [% m/m, btq]		43,86	12,34	10,87	8,87
Sólidos Voláteis [% m/m, bs]		88,79	91,19	81,93	79,32
Cinzas [% m/m, bs]		11,21	8,81	18,07	20,68
Cinzas [g, bs]		10,94	9,46	13,77	13,74
Lípidos [% m/m, bs]		0,98	0,83	2,23	2,18
Fibras [% m/m, bs]		67,16	71,76	49,01	43,16
Hemicelulose [% m/m, bs]		15,54	11,65	17,54	16,62
Celulose [% m/m, bs]		45,44	53,48	20,76	17,52
Lenhina [% m/m, bs]		6,18	6,63	10,71	9,02
Azoto Kjeldhal [% m/m, bs]		1,91	1,39	2,55	2,53
Azoto Amoniacal [% m/m, bs]		0,06	0,06	0,09	0,09
Proteínas [% m/m, bs]		11,95	8,70	15,91	15,84
Hidratos de Carbono não fibra [% m/m, bs]		8,70	9,90	14,78	18,14
Razão Ponderal C/N		25,80	36,40	17,88	17,39
Composição Elementar [% m/m, bssc]	C	43,07	43,50	42,82	42,76
	H	6,30	6,27	6,44	6,44
	O	48,03	48,36	47,03	46,98
	N	2,51	1,78	3,62	3,72

Da análise da Tabela 29 verifica-se que, existem significativas diferentes entre os compostos obtidos neste ensaio, no entanto, pela análise dos resultados obtidos é possível comparar entre si os ensaios MP1-43T40-55 com MP3-43T40-55 e os ensaios MP4-15T40-55 com MP0T40-55. Assim como para os ensaios da 1ª e 2ª fase, e devido aos elevados teores de humidade que se foram verificando, também para nesta 3ª fase monitorizou-se a variação do valor de pH do lixiviado e o respectivo volume. Contudo, o teor de humidade, apesar de elevado ao início, ao longo do ensaio foi diminuindo para valores favoráveis ao processo de compostagem, não sendo necessário colocar o material a secar ao ar, conforme realizado nos ensaios anteriores (ver Tabela 31). Porém, e mais uma vez, no final dos ensaios os valores de teor de humidade verificados encontram-se bastante abaixo do desejado, excepto para o ensaio MP1-43T40-55, devido à elevada temperatura que se fazia sentir e à reduzida massa existente dentro do reactor.

Os resultados da recolha e análise do lixiviado encontram-se resumidos na Tabela 30. Além do lixiviado, também o valor de pH da massa em compostagem foi determinado em todas as amostragens da fase sólida. A Tabela 31 demonstra a variação do pH e da humidade durante todo o processo no sólido em compostagem.

Tabela 30 – Variação do pH e volume do lixiviado recolhidos nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável

Ensaio Amostragem	MP1-43T40-55		MP3-43T40-55		MP4-15T40-55		MP0T40-55	
	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH	Volume [mL]	pH
1º dia – início	-	-	-	-	-	-	-	-
2º dia	10	5,48	10	5,69	14	5,58	12	6,12
3º dia	10	5,86	11	6,03	12	6,04	14	6,60
4º dia	16	6,59	21	6,54	11	6,31	21	7,03
5º dia	10	7,08	19	7,12	18	6,58	112	7,88
6º dia	28	7,99	66	7,95	82	7,58	51	8,76
7º dia	29	8,63	44	8,41	57	8,48	34	9,51
8º dia – 1ª amostragem	26	9,33	37	8,93	39	9,05	21	9,99
9º dia	11	9,41	33	9,29	39	9,21	11	11,01
10º dia	11	9,28	24	8,97	28	9,98	17	11,78
11º dia	9	8,47	30	8,51	23	10,86	15	12,13
12º dia	10	8,02	20	8,01	17	11,05	15	11,68
13º dia	12	7,49	23	7,64	19	10,96	14	11,47
14º dia	14	7,38	15	7,52	15	10,48	12	11,21
15º dia - 2ª amostragem	9	7,03	14	7,39	13	10,18	14	10,98
16º dia	10	7,01	15	7,22	20	10,01	13	10,87
17º dias	13	6,96	10	7,03	9	9,97	11	10,64
18º dia	11	6,99	10	6,96	11	9,71	12	10,33
19º dia	10	6,94	12	7,02	12	9,50	-	-
22º dia - 3ª amostragem	15	6,97	11	7,04	11	9,32	13	9,54
23º dia	15	7,21	9	7,01	13	9,23	12	9,12
24º dia	11	7,04	-	-	10	9,19	15	8,89
25º dia	9	7,09	-	-	-	-	10	8,54
26º dia	13	7,17	-	-	-	-	9	8,51
29º dia - 4ª amostragem	13	7,18	-	-	-	-	-	-
Total	325		434		473		458	

Tabela 31 – Variação da humidade e do pH do sólido nos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável

Ensaio Amostragem	MP1-43T40-55		MP3-43T40-55		MP4-15T40-55		MP0T40-55	
	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]	pH	Humidade [% m/m, btq]
Início	5,41	76,73	5,49	78,94	5,49	79,33	5,43	81,66
1ª amostragem	5,93	76,49	6,03	75,62	5,96	81,24	6,04	83,89
2ª amostragem	6,47	74,94	6,54	62,09	6,42	72,52	6,53	77,53
3ª amostragem	6,52	73,47	6,59	54,98	6,99	54,32	6,87	57,40
4ª amostragem	6,59	43,86	6,61	12,34	7,02	10,87	7,05	8,87

A figura seguinte, Figura 27, representa a variação do valor de pH do sólido em compostagem e do respectivo lixiviado, ao longo do processo nos ensaios da 3ª fase.

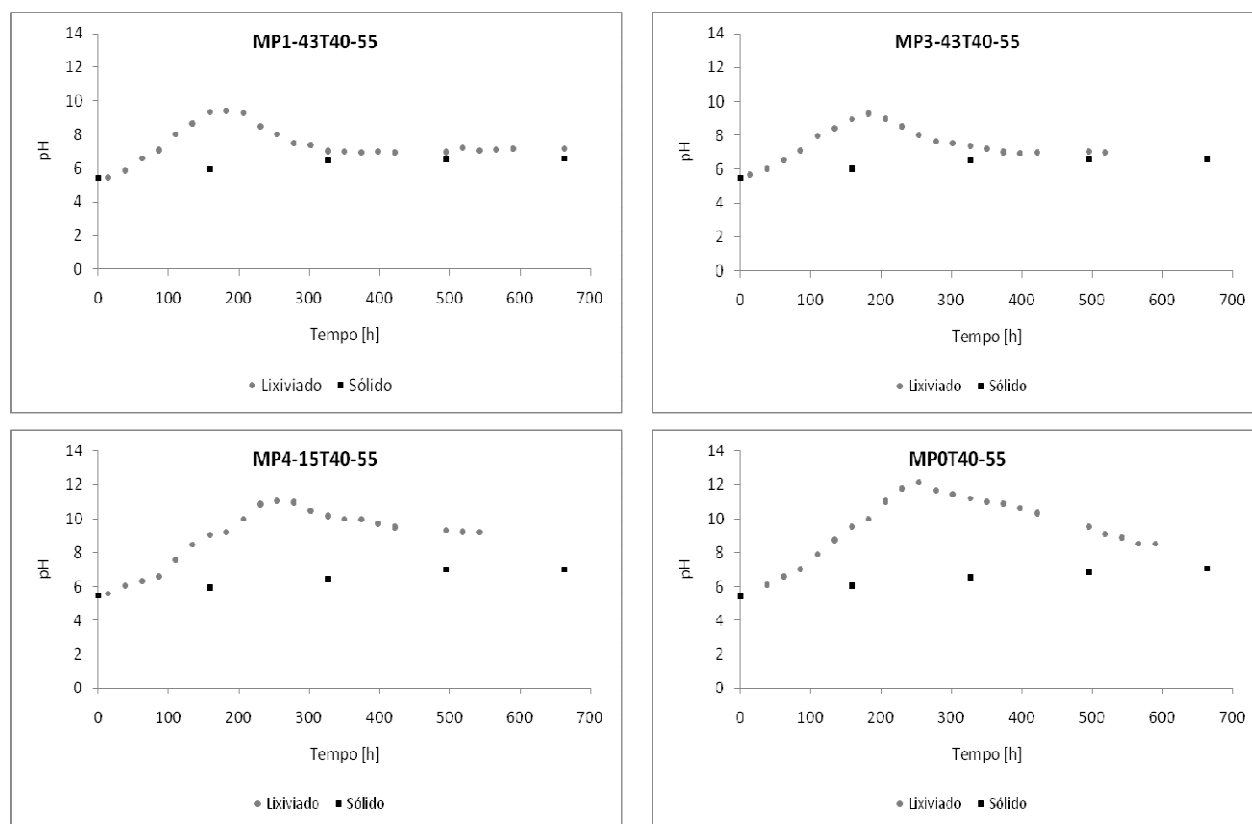


Figura 27 – Variação do pH do sólido e do lixiviado ao longo dos ensaios de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos com os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável

Relativamente ao volume total de lixiviado recolhido nos ensaios e, de acordo com a Tabela 30, constata-se que, todos eles apresentam valores distintos, porém e, excepto o ensaio com o guardanapo de folha simples que apresenta um volume total de 325 mL, os restantes ensaios apresentam valores relativamente próximos entre si, com 434 mL, 473 mL e 458 mL, para os ensaios com o papel *Kraft* fino, o plástico biodegradável e para a mistura de resíduos orgânicos domésticos sem qualquer tipo de papel de cozinha ou plástico, respectivamente. Os maiores volumes de lixiviado recolhidos nos ensaios MP143-T40-55 e MP0T40-55 ocorreram entre o 4º e o 8º dia, enquanto para os ensaios MP3-43T40-55 e MP4-15T40-55 registaram-se, sensivelmente, entre o 4º e o 13º dia. Quanto ao valor de pH da fase sólida e, pela análise da Tabela 31, pode ver-se que o aumento do pH foi idêntico em todos os ensaios até à segunda amostragem da fase sólida, contudo, a partir desse momento nos dois primeiros ensaios, MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55, observa-se um leve aumento seguido de uma estabilização do valor de pH, apresentando no final do ensaio valores ligeiramente abaixo de 7, nomeadamente, 6,59 e 6,61, enquanto nos ensaios MP4-15T40-55 e MP0T40-55, verifica-se que o aumento do valor de pH foi ligeiramente superior aos outros dois ensaios, apresentado no final valores de pH neutros, com 7,02 e 7,05, respectivamente. Através da Figura 27 e, comparando, mais uma vez, o pH da massa em compostagem e do lixiviado originado durante o processo, verifica-se que apesar de

sempre ligeiramente mais básico o pH do lixiviado evolui de modo análogo ao do sólido, especialmente nos ensaios MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55, excepto na 1ª amostragem. Assim, e tendo em conta apenas os valores referentes aos momentos de amostragem da fase sólida, e à semelhança dos ensaios anteriores, pode sugerir-se que o pH do lixiviado é um bom indicador do pH da massa em compostagem. Comparando os valores de pH do lixiviado, e de acordo com a Tabela 30 e com a Figura 27 verifica-se que, nos ensaios contendo papel de cozinha, o aumento do pH deu-se gradualmente até um pouco depois da primeira amostragem da fase sólida, isto é, ao final do 9º dia, atingindo o máximo de 9,41 e 9,29, para o guardanapo de folha simples e o para o papel *Kraft* fino, respectivamente, seguido de uma ligeira diminuição e, a partir desse momento manteve-se nessa gama de valores, sendo que o último valor registado em cada um dos ensaios foi de 7,18, ao 29º dia e 7,01, ao 23º dia. Por outro lado, para os ensaios MP4-15T40-55 e MP0T40-55 o aumento do pH do lixiviado deu-se gradualmente até um pouco antes da segunda amostragem da fase sólida, isto é, ao 12º dia, atingindo o máximo de 11,05 e 11,68, para o plástico biodegradável e para a mistura de resíduos orgânicos domésticos sem qualquer tipo de papel ou plástico, respectivamente. De seguida, o valor de pH do lixiviado foi diminuindo até ao final do processo, sendo que o último valor registado em cada um dos ensaios foi de 9,19, para o MP4-15T40-55 ao 24º dia, e 8,51, para o MP0T40-55 ao 26º dia.

6.2.3. Grau de conversão

A Figura 28 apresenta a variação, em termos da composição ponderal, que ocorreu do substrato orgânico inicial para os respectivos compostos obtidos dos ensaios da 3ª fase.

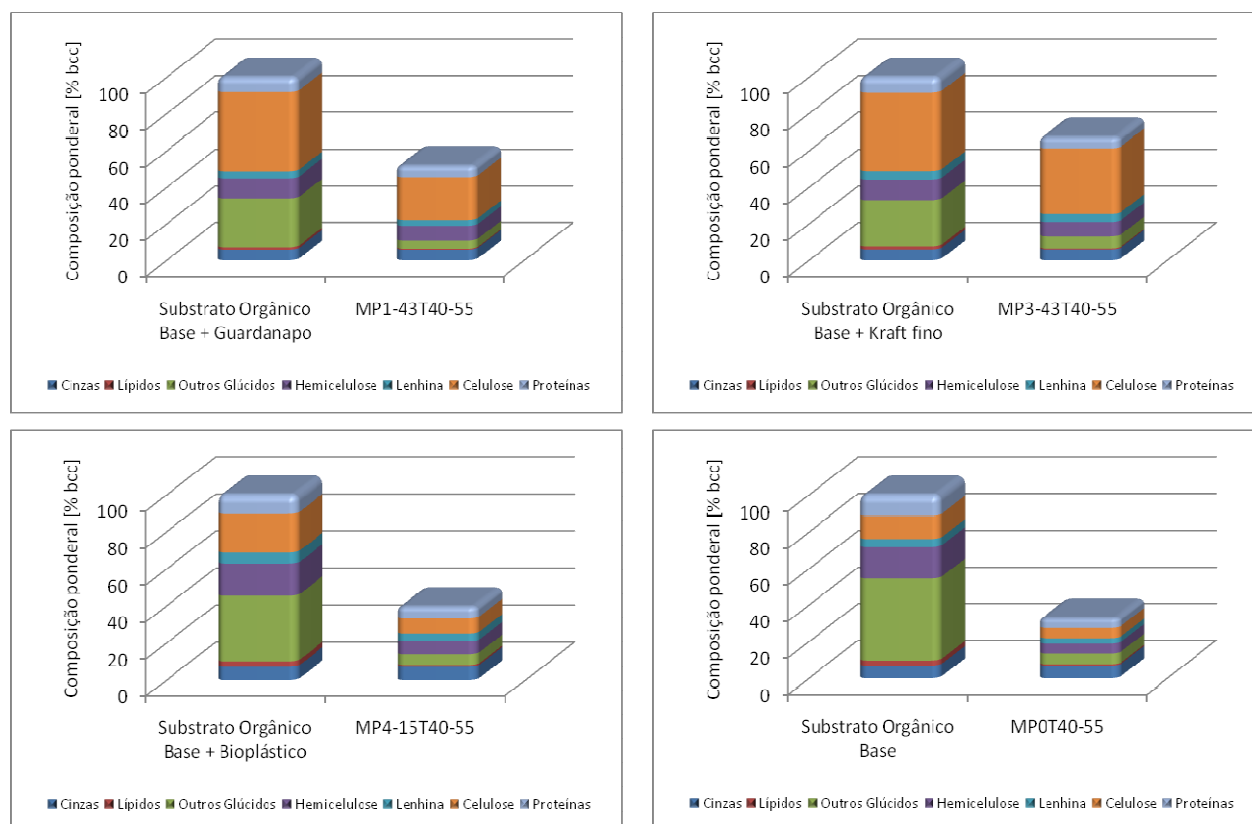


Figura 28 - Composições ponderais iniciais e finais para os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável nos ensaios da 3ª fase

Como se pode observar nos gráficos da Figura 28, a maior diferença entre o substrato inicial e o produto final da compostagem, em termos de composição ponderal, regista-se para o ensaio MP0T40-55, apresentando uma grande redução em qualquer uma das fracções, excepto na fracção celulósica. No entanto, em todos os ensaios é possível ver-se que existiu uma grande diminuição das fracções de lípidos e dos outros glúcidos.

Na Figura 29 pode ver-se a representação gráfica do grau de conversão de cada um dos componentes orgânicos nos diferentes ensaios da 3ª fase.

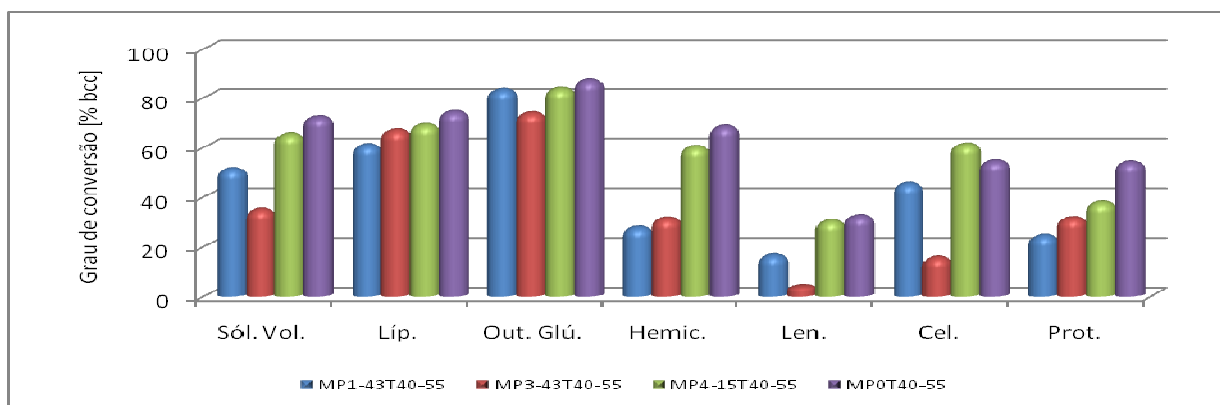


Figura 29 – Graus de conversão dos diferentes componentes para os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável nos ensaios da 3ª fase

Pela análise da Figura 29 conclui-se que, com excepção à fracção lipídica e à fracção dos outros glúcidos que apresentam graus de conversão elevados para todos os ensaios desta 3ª fase, apenas nos ensaios MP4-15T40-55 e MP0T40-55 observou-se elevados graus de conversão para os restantes componentes analisados, isto é, sólidos voláteis, hemicelulose, celulose e proteínas. Assim, nos ensaios contendo papel de cozinha, os valores obtidos para os graus de conversão destes componentes foram relativamente baixos, sendo mesmo mais baixos que os verificados nos respectivos ensaios anteriores, onde a quantidade de papel utilizada foi menor.

Por seu lado, e conforme descrito anteriormente, em todas as fases, num dos quatro reactores, foi utilizado o substrato orgânico base, o branco, ou seja, a mesma mistura de resíduos orgânicos domésticos sem qualquer adição de papel de cozinha ou saco de plástico biodegradável, sendo assim possível concluir quais as condições operacionais mais favoráveis para a degradação deste substrato orgânico através dos resultados obtidos nos três compostos. A Figura 30 e Figura 31 representam, respectivamente, a variação da composição ponderal que ocorreu no processo de compostagem da mistura de resíduos orgânicos domésticos para os respectivos compostos obtidos dos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase e os graus de conversão obtidos para os diferentes componentes.

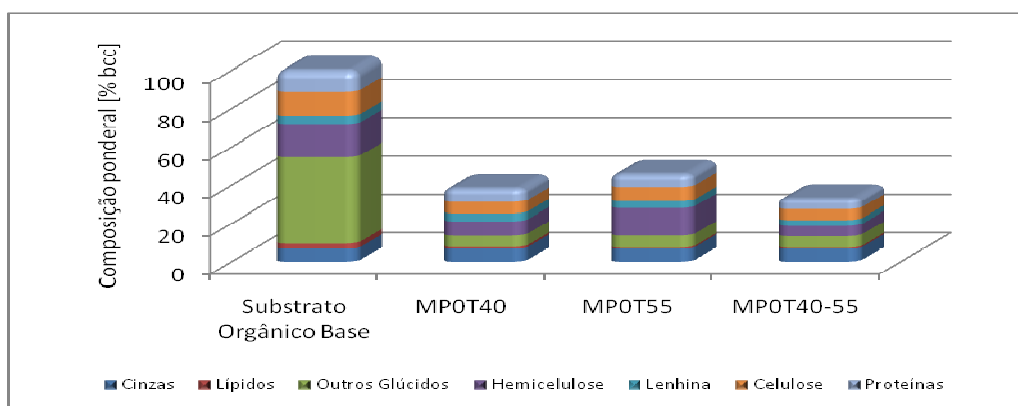


Figura 30 – Composições ponderais inicial e finais para a mistura de resíduos orgânicos domésticos nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase

Através da análise da Figura 30 verifica-se que foi no ensaio MPOT40-55, em termos de composição ponderal, que existiu uma grande redução em qualquer uma das fracções, especialmente na fracção lipídica e nos outros glúcidos, conforme concluído anteriormente.

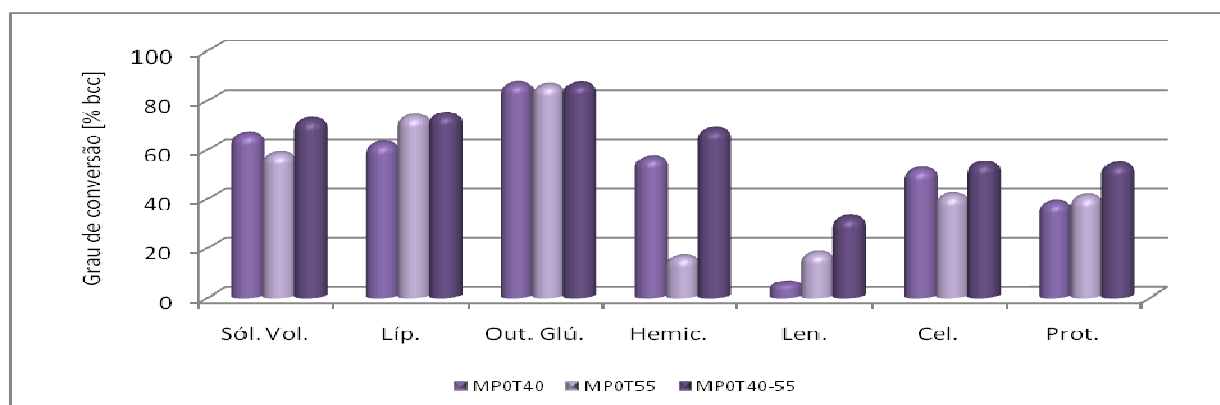


Figura 31 – Graus de conversão dos diferentes componentes para a mistura de resíduos orgânicos domésticos nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase

Reforçando esta ideia e, pela Figura 31, observa-se que para todos os diferentes componentes os maiores graus de conversão obtidos foram registados no ensaio da 3ª fase, podendo assim concluir-se que as condições operacionais empregues nesta fase, nomeadamente, o aumento do caudal de ar de alimentação de $0,15 \text{ dm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ para $0,30 \text{ dm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ e a utilização de dois valores de temperatura, um na gama mesófila e outro na termófila, são as mais favoráveis para este substrato orgânico nesta instalação laboratorial.

6.3. DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES ESTEQUIOMÉTRICOS DAS REACÇÕES

Através do conhecimento das fórmulas químicas dos diferentes constituintes da matéria orgânica como os lípidos ($\text{C}_{16}\text{H}_{32}\text{O}_2$), as proteínas ($\text{C}_2\text{H}_5\text{O}_2\text{N}$) e os hidratos de

carbono ($C_6H_{10}O_5$), foi possível estimar as composições elementares dos substratos orgânicos iniciais e dos compostos finais de todos os ensaios de compostagem realizados neste estudo. Uma vez conhecidas igualmente as respectivas fracções pode-se analogamente estimar a fórmula empírica da matéria orgânica constituinte dos substratos e seus produtos de compostagem, apresentadas na Tabela 32.

Tabela 32 – Fórmulas empíricas obtidas para os substratos e para os compostos nos diferentes ensaios

Ensaio	Substrato	Composto
MP1-14T40	$C_{26}H_{45}O_{21}N$	$C_{14}H_{25}O_{12}N$
MP2-14T40	$C_{25}H_{43}O_{20}N$	$C_{14}H_{25}O_{11}N$
MP3-14T40	$C_{26}H_{45}O_{21}N$	$C_{16}H_{29}O_{14}N$
MP0T40	$C_{23}H_{40}O_{18}N$	$C_{12}H_{22}O_{10}N$
MP1-14T55	$C_{26}H_{45}O_{21}N$	$C_{12}H_{22}O_{10}N$
MP2-14T55	$C_{25}H_{43}O_{20}N$	$C_{14}H_{25}O_{11}N$
MP3-14T55	$C_{26}H_{45}O_{21}N$	$C_{17}H_{30}O_{14}N$
MP0T55	$C_{23}H_{40}O_{18}N$	$C_{16}H_{28}O_{13}N$
MP1-43T40-55	$C_{31}H_{54}O_{26}N$	$C_{20}H_{35}O_{17}N$
MP3-43T40-55	$C_{30}H_{52}O_{25}N$	$C_{29}H_{49}O_{24}N$
MP4-15T40-55	$C_{25}H_{44}O_{21}N$	$C_{14}H_{25}O_{11}N$
MP0T40-55	$C_{23}H_{40}O_{18}N$	$C_{13}H_{24}O_{11}N$

Pela análise das fórmulas empíricas observa-se que, nos substratos com papel de cozinha a fórmula empírica é muito semelhante entre si (MP1-14T40, MP2-14T40 e MP3-14T40), sendo mesmo igual para o guardanapo de folha simples (MP1-14T40) e para o papel *Kraft* fino (MP3-14T40). O mesmo sucede para os ensaios da 2ª fase, a 55°C, pois o substrato utilizado foi exactamente o mesmo. De forma análoga, na 3ª fase verifica-se que para os mesmos tipos de papel de cozinha, MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55, a fórmula empírica, apesar de não se ter obtido resultado igual como sucedeu nas fases anteriores, é bastante semelhante.

Assim, conclui-se que a adição do papel de cozinha, qualquer que ele seja, desde que seja com as mesmas proporções, afecta a fórmula empírica de forma muito idêntica. É de notar que a fórmula empírica do substrato com o plástico biodegradável (MP4-15T40-55) aproxima-se bastante à fórmula empírica do substrato com o papel de cozinha, quando deste foi usado uma quantidade similar à do plástico biodegradável, isto é, nos ensaios da 1ª e 2ª fase.

Assim, verifica-se que a incorporação quer o papel de cozinha quer o plástico biodegradável ao “Bio-resíduo” afecta a composição elementar da mistura do mesmo modo, isto é, empobrecem a mistura em azoto.

Por outro lado, sabe-se que as reacções dos processos de compostagem são reacções com consumo de oxigénio e cujos produtos são, principalmente, além do produto sólido (o composto), o dióxido de carbono (CO_2), a água (H_2O) e a amónia (NH_3). Então, tendo sido determinadas as fórmulas empíricas da matéria orgânica, é possível escrever as equações de cada uma das reacções. Para o acerto das referidas equações é necessário

conhecer o rendimento do processo de compostagem para cada um dos ensaios realizados, que dará o coeficiente estequiométrico do composto.

Assim, o rendimento pode ser determinado a partir do grau de conversão, através da equação 7 (Marques, 2008).

$$\varepsilon' \left[kg_{SVcomposto} \cdot kg_{SVsubstrato}^{-1} \right] = (1 - X_{SV}) \cdot \frac{M_{substrato}}{M_{composto}} \quad \text{Eq.7}$$

em que,

ε' = rendimento do processo de compostagem em base seca sem cinzas

X_{SV} = grau de conversão de sólidos voláteis em base cinza constante

$M_{substrato}$ = massa molar do substrato orgânico inicial

$M_{composto}$ = massa molar do composto obtido no final

Assim, as equações químicas do processo de compostagem nos diferentes ensaios são as apresentadas na Tabela 33.

Tabela 33 – Equações estequiométricas das reacções nos diferentes ensaios

Ensaio	Equação da reacção
MP1-14T40	$C_{26}H_{45}O_{21}N + 18,7505 O_2 \rightarrow 0,537 C_{14}H_{25}O_{12}N + 18,482 CO_2 + 15,093 H_2O + 0,463 NH_3$
MP2-14T40	$C_{25}H_{43}O_{20}N + 16,628 O_2 \rightarrow 0,598 C_{14}H_{25}O_{11}N + 16,628 CO_2 + 13,422 H_2O + 0,402 NH_3$
MP3-14T40	$C_{26}H_{45}O_{21}N + 17,01 O_2 \rightarrow 0,580 C_{16}H_{29}O_{14}N + 16,72 CO_2 + 13,46 H_2O + 0,42 NH_3$
MP0T40	$C_{23}H_{40}O_{18}N + 16,04725 O_2 \rightarrow 0,613 C_{12}H_{22}O_{10}N + 15,644 CO_2 + 12,6765 H_2O + 0,387 NH_3$
MP1-14T55	$C_{26}H_{45}O_{21}N + 17,41075 O_2 \rightarrow 0,731 C_{12}H_{22}O_{10}N + 17,228 CO_2 + 14,0555 H_2O + 0,269 NH_3$
MP2-14T55	$C_{25}H_{43}O_{20}N + 16,656 O_2 \rightarrow 0,596 C_{14}H_{25}O_{11}N + 16,656 CO_2 + 13,444 H_2O + 0,404 NH_3$
MP3-14T55	$C_{26}H_{45}O_{21}N + 15,22975 O_2 \rightarrow 0,643 C_{17}H_{30}O_{14}N + 15,069 CO_2 + 12,3195 H_2O + 0,357 NH_3$
MP0T55	$C_{23}H_{40}O_{18}N + 14,0835 O_2 \rightarrow 0,582 C_{16}H_{28}O_{13}N + 13,688 CO_2 + 11,225 H_2O + 0,418 NH_3$
MP1-43T40-55	$C_{31}H_{54}O_{26}N + 16,242 O_2 \rightarrow 0,744 C_{20}H_{35}O_{17}N + 16,12 CO_2 + 13,596 H_2O + 0,256 NH_3$
MP3-43T40-55	$C_{30}H_{52}O_{25}N + 10,5125 O_2 \rightarrow 0,675 C_{29}H_{49}O_{24}N + 10,425 CO_2 + 8,975 H_2O + 0,325 NH_3$
MP4-15T40-55	$C_{25}H_{44}O_{21}N + 15,93 O_2 \rightarrow 0,630 C_{14}H_{25}O_{11}N + 16,18 CO_2 + 13,57 H_2O + 0,37 NH_3$
MP0T40-55	$C_{23}H_{40}O_{18}N + 17,32125 O_2 \rightarrow 0,465 C_{13}H_{24}O_{11}N + 16,955 CO_2 + 13,6175 H_2O + 0,535 NH_3$

Assim, a partir destas equações das reacções obtidas para os vários ensaios de compostagem, pode então estimar-se o coeficiente de produção de CO_2 de cada reacção, representados na Tabela 34, e usando no cálculo a equação que se segue, equação 8 (Marques, 2008).

$$Y_{CO_2\text{estimado}} \left[dm_{CO_2}^3 \cdot g_{SV\text{degradados}}^{-1} \right] = \frac{\text{Coeficiente}_{CO_2} \cdot V_{molar\text{ar PTN}}}{X_{SV} \cdot M_{substrato}} \quad \text{Eq.8}$$

onde,

$Y_{CO_2, estimado}$ = coeficiente do volume de CO₂ produzido estimado por massa de sólidos voláteis degradada

$Coeficiente_{CO_2}$ = coeficiente estequiométrico de CO₂ na reacção

$V_{molar\ ar\ PTN}$ = volume molar do ar em condições normais de temperatura e pressão

X_{SV} = grau de conversão de sólidos voláteis em base cinza constante

$M_{substrato}$ = massa molar do substrato orgânico inicial

Tabela 34 – Coeficientes estequiométricos estimados a partir dos vários componentes orgânicos

Ensaio	$Y_{CO_2, estimado} [dm^3_{CO_2} \cdot g_{SV\ degradados}^{-1}]$
MP1-14T40	0,840
MP2-14T40	0,831
MP3-14T40	0,849
MP0T40	0,855
MP1-14T55	0,841
MP2-14T55	0,831
MP3-14T55	0,836
MP0T55	0,850
MP1-43T40-55	0,823
MP3-43T40-55	0,807
MP4-15T40-55	0,800
MP0T40-55	0,851

Para o referido coeficiente estequiométrico obteve-se um valor médio de 0,834, oscilando 2,08%, relativamente à média.

Contudo, existe outra forma de determinar o coeficiente estequiométrico de produção de CO₂ da reacção, através do volume de CO₂ acumulado e da massa de sólidos voláteis degradados ao longo do processo de compostagem. A representação gráfica da relação entre estes dois parâmetros devolve um declive, que será o coeficiente estequiométrico da produção de CO₂ experimental da reacção.

Os resultados obtidos por este método para todas as fases deste estudo estão representados pelas Figura 32 e Figura 33, que dizem respeito à 1ª e 2ª fase e 3ª fase, respectivamente.

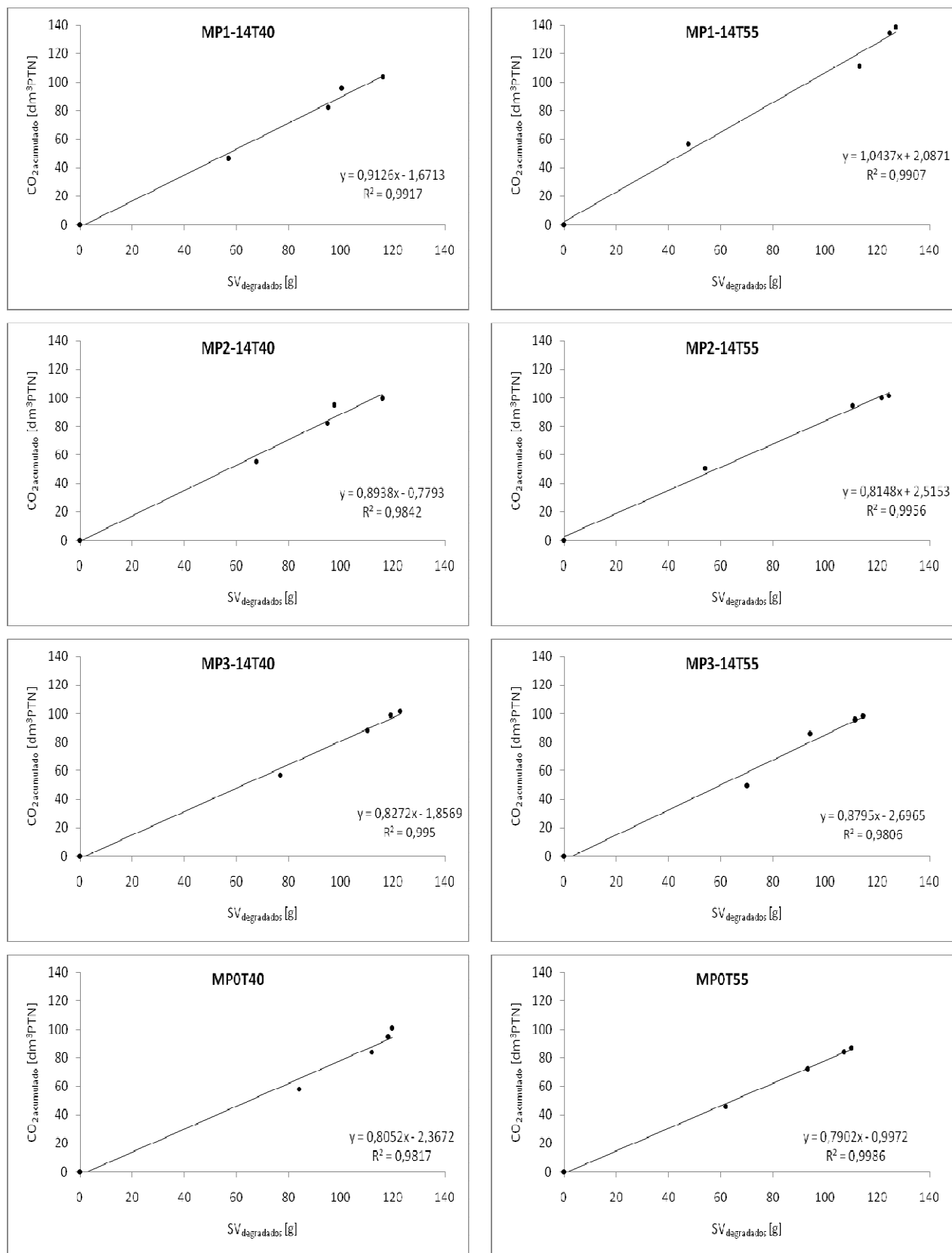


Figura 32 – Determinação dos coeficientes estequiométricos experimentais das reacções dos ensaios da 1ª e 2ª fase

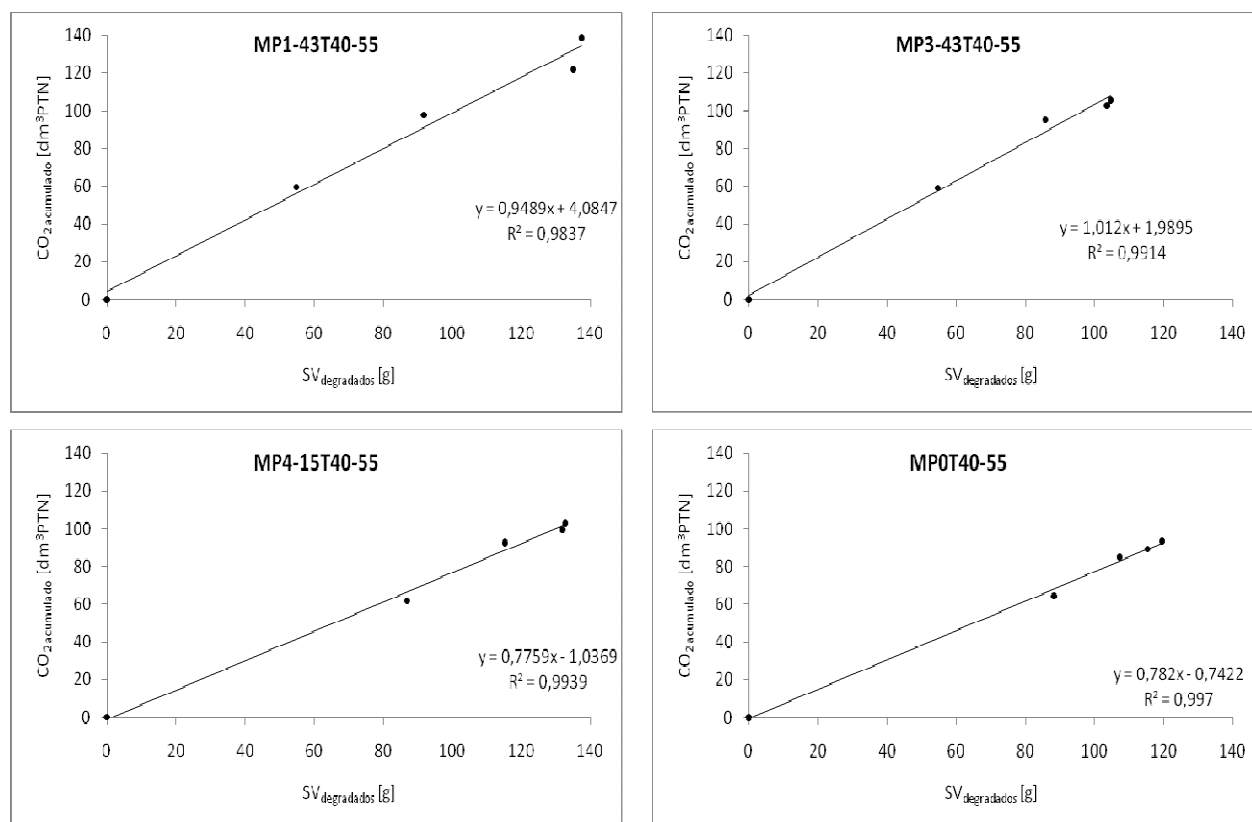


Figura 33 – Determinação dos coeficientes estequiométricos experimentais das reacções dos ensaios da 3ª fase

A tabela seguinte, Tabela 35, resume os coeficientes estequiométricos experimentais de produção de CO₂ para todos os ensaios, obtidos a partir do volume de CO₂ acumulado e da massa de sólidos voláteis degradados no decorrer do processo.

Tabela 35 – Coeficientes estequiométricos experimentais das reacções a partir do volume de CO₂ e da massa de sólidos voláteis degradados

Ensaio	$Y_{CO_2 \text{ experimental}} [dm^3_{CO_2} \cdot g^{-1}_{SV \text{ degradados}}]$
MP1-14T40	0,913
MP2-14T40	0,894
MP3-14T40	0,827
MP0T40	0,805
MP1-14T55	1,044
MP2-14T55	0,815
MP3-14T55	0,880
MP0T55	0,790
MP1-43T40-55	0,949
MP3-43T40-55	1,012
MP4-15T40-55	0,776
MP0T40-55	0,782

Para o referido coeficiente estequiométrico obteve-se desta vez um valor médio de 0,874, com uma variação relativamente à média de 10,40%.

Como se pode constatar, os coeficientes estequiométricos de produção de CO₂, Y_{CO2estimado} e Y_{CO2experimental}, determinados pelos dois métodos diferem entre si, com um erro que vai de 2,0% a 20,3%. Sendo as medições de volume de CO₂ e a determinação da massa de sólidos voláteis degradados independentes uma da outra, o balanço ao carbono poderá dar indicações de possíveis causas para a referida diferença. Efectivamente, ao realizar-se o balanço ao carbono, obtêm-se valores diferentes de 0 g entre o início e fim do processo de compostagem em todos os ensaios, isto é, o valor obtido pela diferença entre a massa de carbono na mistura inicial e final, determinada a partir da fracção de carbono nos lípidos, proteínas e hidratos de carbono, é diferente do valor obtido pela soma da massa de carbono volatilizada como CO₂, que corresponde ao volume de CO₂ libertado e medido pelo analisador de CO₂, com a massa de carbono lixiviada, verificando-se um erro de 0,7% a 18,7% de diferença entre eles. Por seu lado, existem uma série de fundamentos, associados a estas medições, que poderão ter contribuído para esta diferença e, que vão desde, os erros experimentais associados à determinação da massa de sólidos voláteis, uma vez que se trata de um substrato orgânico heterogéneo, à possível deficiente calibração do analisador de CO₂, e à não consideração do carbono lixiviado. Além do balanço ao carbono, verifica-se também que os coeficientes de correlação dos pontos experimentais são na sua maioria apenas satisfatórios, o que poderá igualmente estar associado aos maiores erros referidos.

A evolução da massa de sólidos voláteis presentes em qualquer instante no processo de compostagem, m_{SVestimado}, pode ser estimada com base nos valores dos coeficientes experimentais de produção de CO₂ (Y_{CO2experimental}), determinados de acordo com a Figura 32 e a Figura 33 e presentes na Tabela 35 e no volume de CO₂ libertado. Assim, a determinação da massa de sólidos voláteis estimada pode ser calculada através da equação 9 (Gomes, 2001).

$$m_{SVestimado} [g_{SV}] = m_{SVR,0} - \frac{1}{Y_{CO_2 experimental}} \cdot \left(\sum_{n=1}^n \frac{(y_{CO_2n-1} \cdot Q_{a_{n-1}} + y_{CO_2n} \cdot Q_{a_n})}{2} \cdot (t_n - t_{n-1}) \right) \text{Eq.9}$$

onde,

$m_{SVR,0}$ = massa de sólidos voláteis no instante 0, em base seca

$Y_{CO_2 experimental}$ = coeficiente do volume de CO₂ produzido experimental por massa de sólidos voláteis degradada

y_{CO_2} = fracção molar de CO₂ no gás de exaustão

Q_a = caudal de ar de alimentação

t = tempo de reacção

n = instante em que se efectua a leitura dos parâmetros

Representando a massa de sólidos voláteis estimada em simultâneo com a massa de sólidos voláteis determinada experimentalmente, calculados através da equação 2, e ainda a variação do volume de CO₂ acumulado, obtêm-se a Figura 34 e Figura 35, para a 1ª e 2ª fase e 3ª fase, respectivamente.

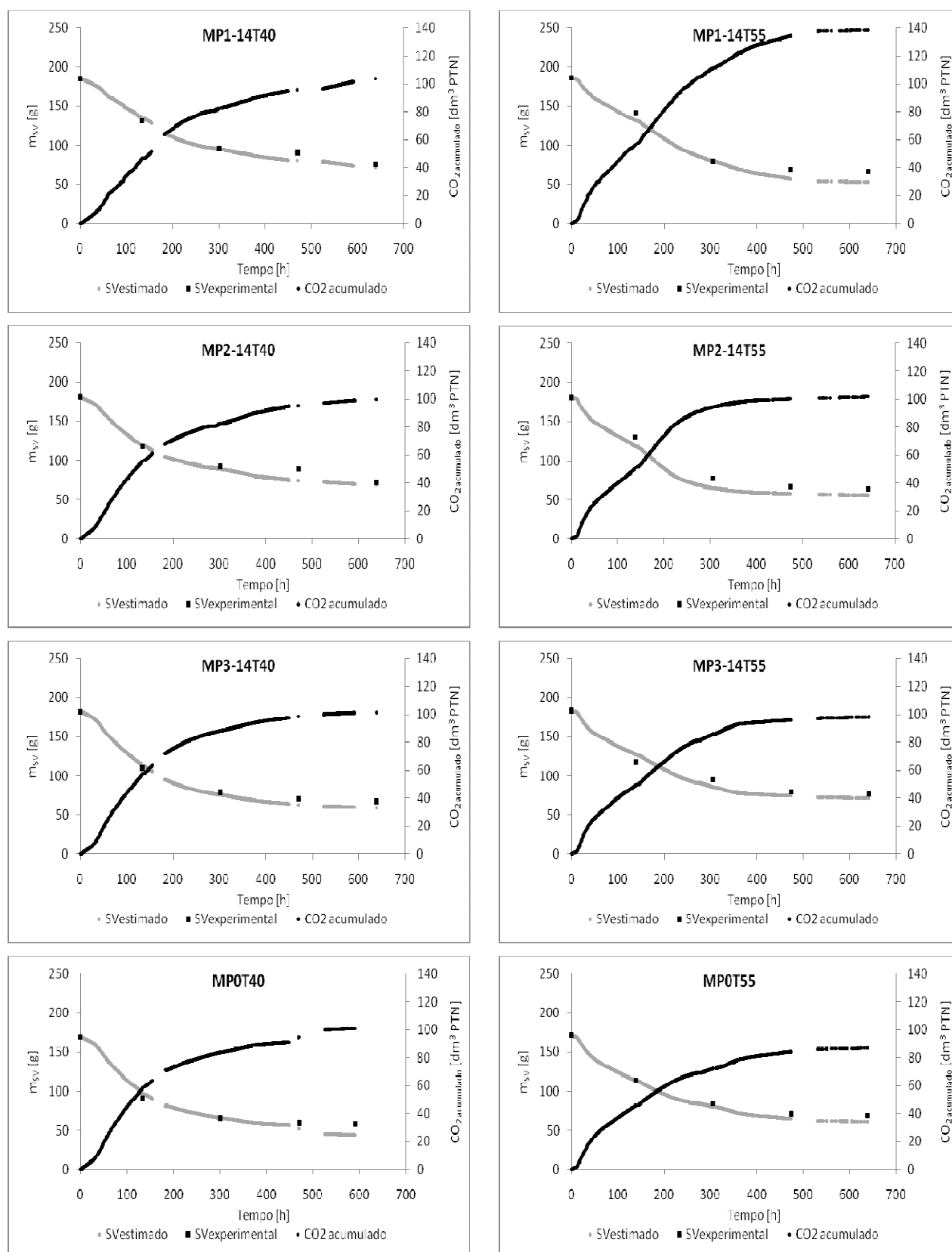


Figura 34 – Massa de sólidos voláteis presentes na massa em compostagem nos ensaios da 1ª e 2ª fase, nos momentos de amostragem ($SV_{experimental}$) e estimado ($SV_{estimado}$) e da variação CO_2 acumulado

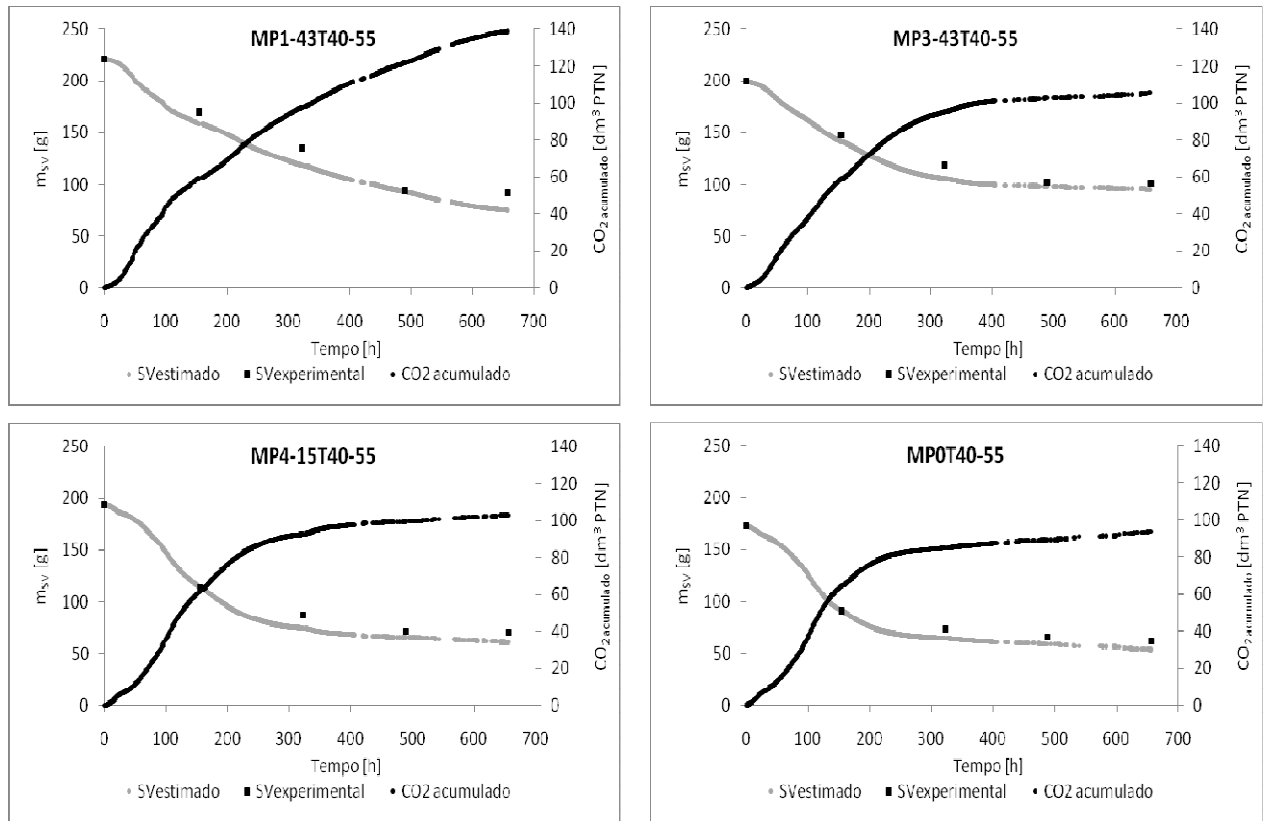


Figura 35 – Massa de sólidos voláteis presentes na massa em compostagem nos ensaios da 3ª fase, nos momentos de amostragem ($SV_{\text{experimental}}$) e estimado (SV_{estimado}) e da variação CO_2 acumulado

6.4. VELOCIDADE DE REACÇÃO

Através da derivada numérica da curva de CO_2 acumulado ao longo do tempo de ensaio e da massa de sólidos voláteis presente em cada instante determinou-se a velocidade da reacção. Para determinação da derivada numérica utilizou-se a expressão matemática para pontos não equidistantes¹⁰. A velocidade da produção de CO_2 é dada pela equação 10 (Gomes, 2001).

$$r_{CO_2} \left[\frac{mg_{CO_2}}{g_{SV} \cdot h} \right] = \frac{dV_{CO_2}}{dt} \times \frac{44}{V_{molararPTN}} \times 10^3 \times \frac{1}{m_{SVestimado}} \quad \text{Eq.10}$$

onde,

$m_{SVestimada}$ = massa de sólidos voláteis estimada ao longo do processo

A Figura 36 e Figura 37 mostram as representações gráficas da velocidade da libertação de CO_2 , nos ensaios da 1ª e 2ª fase e 3ª fase, respectivamente.

¹⁰ Derivada de y_n em x_n com base nos pontos y_{n-1} e y_{n+1} e nos intervalos da variável independente $h_1 = x_n - x_{n-1}$ e $h_2 = x_{n+1} - x_n$ dada por $y'_n = \frac{h_1^2 y_{n+1} + (h_2^2 - h_1^2) y_n - h_2^2 y_{n-1}}{h_1 h_2 (h_1 + h_2)}$

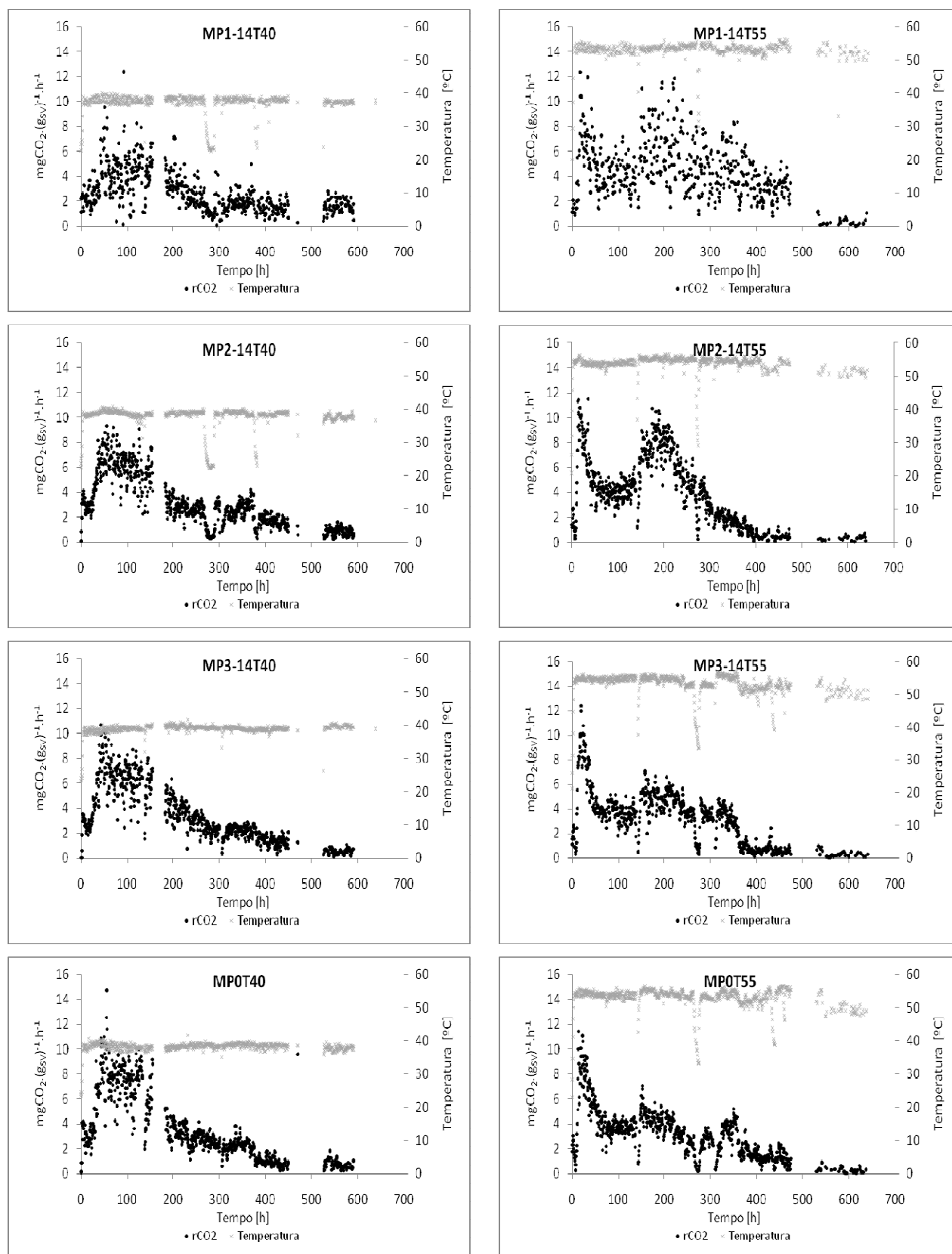


Figura 36 – Velocidade da reacção e temperatura de operação ao longo dos ensaios da 1ª e 2ª fase

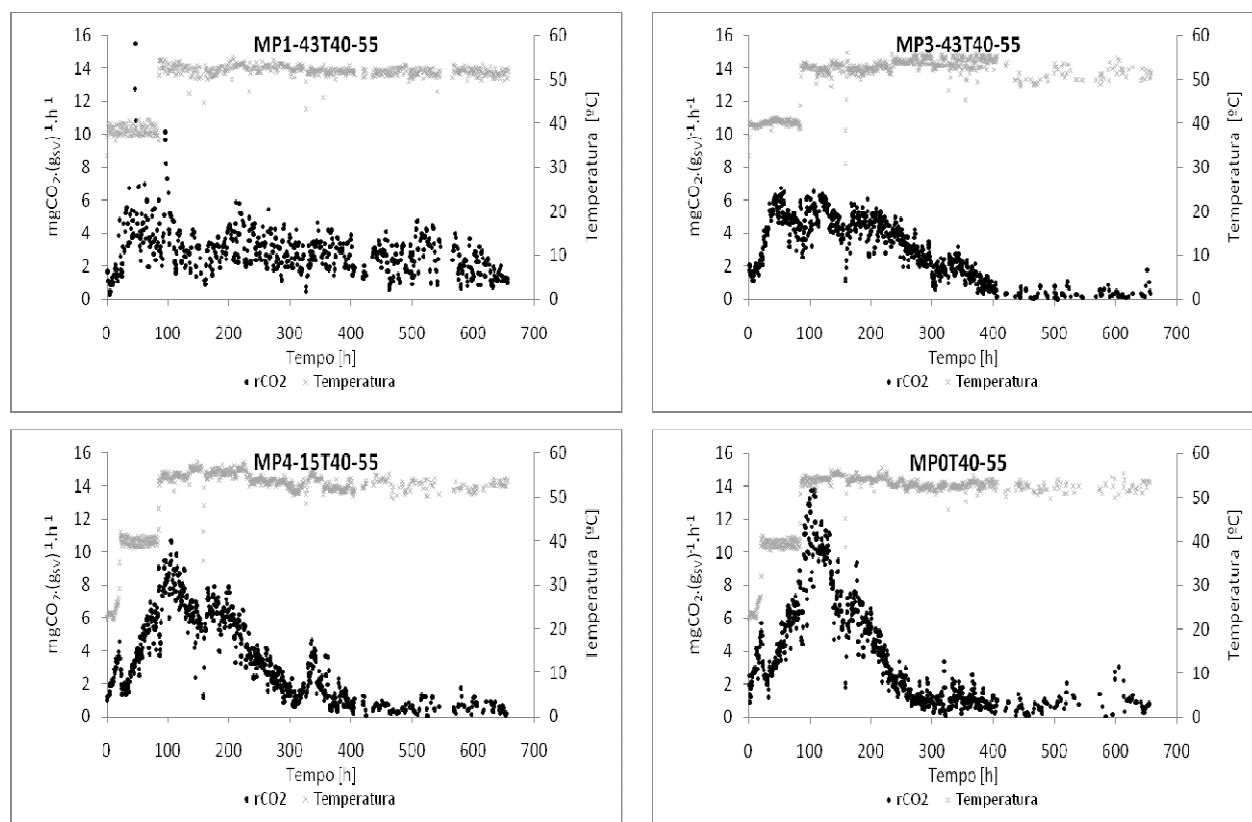


Figura 37 – Velocidade da reacção e temperatura de operação ao longo dos ensaios da 3ª fase

Como se pode ver através dos gráficos das representações gráficas da velocidade da libertação de CO₂ da Figura 36, a velocidade aumenta em todos os ensaios da 1ª e 2ª fase nas primeiras horas de reacção, atingindo o primeiro pico ao fim de aproximadamente 50 horas e 15 horas de processo, respectivamente. Depois começa a diminuir gradualmente até ao final do ensaio de compostagem. Através da Figura 37, quando a temperatura passou dos 40°C numa fase inicial para os 55°C surgia um novo pico. Assim nos ensaios MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55 verifica-se um aumento da velocidade nas primeiras horas de reacção, atingindo um primeiro pico ao final de 48 horas, sendo que após o aumento da temperatura às 90 horas de ensaio, observou-se um segundo pico, de valores inferiores, às 95 horas de processo. Por outro lado, nos ensaios MP4-15T40-55 e MP0T40-55 constata-se, mais uma vez, o aumento da velocidade de reacção nas primeiras horas de ensaio, atingindo-se o inesperado primeiro pico às 20 horas, quando a temperatura ainda não estava na gama pretendida, seguido de um segundo pico na gama mesófila por volta das 80 horas, e finalmente um terceiro pico às 105 horas, superior aos anteriores, resultante do aumento da temperatura. Também nestes ensaios, a velocidade de reacção começa a diminuir gradualmente. Posteriormente, é possível observar abrandamentos na produção de CO₂ que poderão dever-se ao esgotamento da matéria orgânica facilmente biodegradável. Também na velocidade da reacção é visível a influência exercida pelo revolvimento, que ocorreram durante as amostragens da fase sólida, demonstrado nos gráficos pelos picos de velocidade que surgem logo após estas ocorrerem, que significam aumento da intensidade biológica.

6.5. AVALIAÇÃO DO COMPOSTO

No fim dos ensaios de compostagem, os materiais finais obtidos foram retirados dos cestos, transferidos para recipientes e posteriormente colocados ao ar até possuírem um peso constante. Após esta secagem ao ar, procedeu-se à determinação de alguns dos parâmetros necessários para a caracterização dos vários compostos. Quando a realização deste estudo se deu por concluído, depois dos três ensaios realizados, tentou verificar-se a existência ou não de maturação/estabilização nestes compostos secos ao ar, através do teste de germinação. Contudo, e tendo em conta os resultados obtidos, procedeu-se à maturação dos vários compostos finais por um período de 60 dias, controlando a humidade do material por adição de uma quantidade de água, de forma atingir valores de teor de humidade favoráveis ao processo, e realizando um segundo teste de germinação. De acordo com o que foi referido na secção 4.1.1., são vários os parâmetros que podem dar indicações sobre o grau de maturação e/ou estabilização do composto. Desses, e para além do teste de fitotoxicidade já mencionado, o teste de germinação, determinou-se a razão ponderal C/N, sendo que devido à pouca quantidade de composto obtido em cada ensaio não foi possível realizar o teste de vaso. Com excepção à razão ponderal C/N, que foi determinada logo após o processo de secagem ao ar do composto, os testes de germinação foram realizados, nomeadamente, o primeiro, após a conclusão dos três ensaios, e o segundo após um período de maturação dos compostos obtidos. Os resultados são apresentados de seguida.

6.5.1. Razão ponderal C/N

A determinação da razão ponderal C/N, quer no substrato orgânico inicial quer no composto, foi realizada após o processo de secagem ao ar, o que permite, através da moagem, homogeneizar a amostra e minimizar os erros. Por seu lado, os elevados teores de humidade observados dificultavam os procedimentos experimentais. Assim, e de acordo com a caracterização dos substratos orgânicos iniciais e compostos, apresentada anteriormente na Tabela 9, Tabela 11, Tabela 14, Tabela 17, Tabela 20, Tabela 23 e Tabela 26, a Tabela 36 resume os valores obtidos para a razão ponderal C/N de ambos.

Tabela 36 – Valores da razão ponderal C/N para os substratos orgânicos iniciais e compostos finais de compostagem

Ensaio	C/N Substrato	C/N Composto
MP1-14T40	32,48	18,35
MP2-14T40	31,46	17,96
MP3-14T40	32,68	21,12
MP0T40	28,77	15,79
MP1-14T55	32,48	15,69
MP2-14T55	31,46	17,76
MP3-14T55	32,68	22,10
MP0T55	28,77	20,33
MP1-43T40-55	39,95	25,80
MP3-43T40-55	38,36	36,40
MP4-15T40-55	31,98	17,88
MP0T40-55	28,77	17,39

Pela análise da Tabela 36 verifica-se que, as razões ponderais C/N iniciais encontravam-se todas dentro do intervalo favorável ao processo de compostagem, com excepção aos ensaios MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55, nos quais a quantidade de papel de cozinha introduzida foi bastante superior aos ensaios então até aqui realizados. Assim, verifica-se que os valores razão ponderal C/N foram superiores a 35, o que significa que os microrganismos tiveram que passar por diferentes ciclos, oxidando o excesso de carbono até ser atingida a razão ponderal C/N adequada ao seu metabolismo, retardando a decomposição do substrato orgânico inicial.

Por outro lado, as razões ponderais C/N dos compostos finais de compostagem encontram-se, na sua maioria, entre os valores desejáveis, isto é, entre 12 a 20. Porém, nos ensaios da 1ª e 2ª fase contendo o papel *Kraft* fino, MP3-14T40 e MP3-14T55, verifica-se um valor de razão ponderal C/N superior, apesar de próximo do limite máximo aconselhável. Uma vez mais, os ensaios da 3ª fase contendo papel de cozinha, apresentam valores de razão ponderal C/N no composto bastante acima do desejável, especialmente o papel *Kraft* fino. Assim, estes valores demasiado elevados podem limitar a aplicação do composto no solo, pois traduzem-se no facto de os compostos poderem sequestrar azoto do solo após a sua aplicação. Para substratos com elevados teores em lenhina, o que não é o caso, estes mesmos valores de razões ponderais C/N não seriam problemáticos do ponto de vista de aplicação do composto no solo, devido à indisponibilidade de carbono.

Verifica-se ainda que, de uma maneira geral, os ensaios que decorreram mais tempo a temperaturas mesófilas favorecem a conservação do azoto no composto final.

6.5.2. Teste de germinação

Para a realização dos ensaios de fitotoxicidade foram realizados testes de germinação, e conforme já foi referido, no primeiro pretendia-se averiguar a maturação/estabilização no composto seco ao ar, e tendo em conta os resultados obtidos e considerando que no composto seco ao ar não existe qualquer tipo de actividade biológica, procedeu-se à sua maturação, isto é, adicionou-se água de forma a atingir um teor de humidade de 40%, e após 60 dias realizou-se o segundo teste de germinação, pretendendo-se observar melhorias nos resultados do teste. No teste de germinação a avaliação da fitotoxicidade foi feita através da determinação do Índice de Germinação (IG) utilizando como semente a *Lepidium sativum*, a partir de diferentes concentrações de extracto aquoso, nomeadamente 25% e 50% (v/v) de extracto, o qual se obtém por extracção da amostra de composto previamente humedecida a 90% durante 3 horas. Para tal, são colocadas 40 sementes em cada caixa de petri, juntamente com 2 mL de um dos extractos, 25% ou 50% (v/v), e levadas a uma estufa de incubação durante 24 horas a 28°C, sendo que para cada concentração efectuaram-se 3 réplicas (Vitoriano e Pedrosa, 2008). No final do teste, são contabilizadas as sementes germinadas e medidos os comprimentos das radículas, sendo depois determinado o IG em comparação com um branco, neste caso a água destilada, de acordo com a equação 11.

$$IG [\%] = \frac{n_1 \times c_1}{n_2 \times c_2} \times 100 \quad \text{Eq.11}$$

sendo que,

n_1 e n_2 = número médio de sementes germinadas na amostra e no branco, respectivamente

c_1 e c_2 = comprimento médio da radícula na amostra e no branco, respectivamente

Um composto é considerado como sendo não fitotóxico se apresentar um IG superior a 60% para a diluição a 25% (v/v) (Zucconi *et al*, 1981b). Os resultados obtidos são apresentados nas Tabela 37 e Tabela 38.

Tabela 37 – Resultados do primeiro teste de germinação e índice de germinação para os compostos da 1ª, 2ª e 3ª fase

Ensaio	% extracto	Número de sementes germinadas (n)	Comprimento médio da radícula (c) [mm]	IG [%]
Branco	-	28,00	3,32	-
MP1-14T40	25	10,00	1,39	15,01
	50	3,00	1,33	4,31
MP2-14T40	25	4,67	1,07	5,36
	50	-	-	-
MP3-14T40	25	2,33	1,08	2,72
	50	1,00	1,00	1,08
MP0T40	25	3,33	1,00	3,59
	50	-	-	-
Branco	-	26,33	2,72	-
MP1-14T55	25	17,00	1,53	36,23
	50	3,67	1,06	5,40
MP2-14T55	25	14,33	1,40	27,92
	50	1,67	1,00	2,32
MP3-14T55	25	10,00	1,64	22,83
	50	1,33	1,33	2,48
MP0T55	25	6,67	1,59	14,79
	50	1,00	1,00	1,39
Branco	-	32,33	3,94	-
MP1-43T40-55	25	12,67	1,75	17,40
	50	9,00	1,28	9,04
MP3-43T40-55	25	18,33	2,01	28,97
	50	6,67	1,72	9,03
MP4-15T40-55	25	11,67	1,62	14,85
	50	2,67	1,67	3,49
MP0T40-55	25	9,67	1,77	13,42
	50	4,00	1,98	6,23

Como se pode ver pela análise da Tabela 37, todos os compostos obtidos nos ensaios de compostagem das três fases apresentam um efeito inibitório significativo sobre a germinação das sementes *Lepidium sativum*, uma vez que os valores obtidos para o IG, para a diluição 25% (v/v), são bastante inferiores a 60%, evidenciando que os compostos não se encontravam estabilizados. Assim, os compostos não podem ser aplicados no solo como substrato de suporte de culturas após 30 dias, aproximadamente, de degradação, sem primeiro passarem por um período de maturação.

Tabela 38 – Resultados do segundo teste de germinação e índice de germinação para os compostos da 1ª, 2ª e 3ª fase

Ensaio	% extracto	Número de sementes germinadas (n)	Comprimento médio da radícula (c) [mm]	IG [%]
Branco	-	30,00	4,75	-
MP1-14T40	25	15,67	1,76	19,35
	50	4,67	1,19	3,91
MP2-14T40	25	12,33	1,27	10,97
	50	1,00	1,00	0,70
MP3-14T40	25	17,00	1,75	20,83
	50	7,67	1,13	6,09
MP0T40	25	16,67	1,14	13,27
	50	3,33	1,08	2,53
Branco	-	38,33	1,69	-
MP1-14T55	25	33,33	1,18	60,76
	50	19,33	1,00	29,89
MP2-14T55	25	33,00	1,21	61,96
	50	12,00	1,00	18,55
MP3-14T55	25	27,67	1,19	50,83
	50	15,33	1,10	26,18
MP0T55	25	29,33	1,12	50,96
	50	3,33	1,61	8,30
Branco	-	33,00	2,17	-
MP1-43T40-55	25	33,67	1,42	66,63
	50	20,33	1,19	33,70
MP3-43T40-55	25	37,33	1,38	71,85
	50	23,33	1,13	36,75
MP4-15T40-55	25	31,67	1,19	52,73
	50	19,33	1,15	30,94
MP0T40-55	25	29,00	1,29	52,05
	50	16,33	1,12	25,49

A partir da Tabela 38 verifica-se que, após a maturação dos compostos obtidos nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase, o teste de germinação apresenta valores de IG superiores, principalmente, e à semelhança da Tabela 37, os ensaios da 2ª e 3ª fase, confirmando a ideia de que no final de cada fase os compostos obtidos e, de seguida secos ao ar, não

sofreram qualquer tipo de actividade biológica após esta secagem, e que este período de maturação serviu para melhorar a qualidade dos compostos finais. Porém, nos ensaios mesófilos, observa-se ainda um efeito inibitório por partes dos compostos sobre a germinação das sementes, apresentado, todavia, valores de IG ligeiramente superiores em relação ao primeiro teste de germinação. Apesar de nos ensaios da 2ª e 3ª fase os valores de IG ultrapassam os 50%, apenas nos ensaios MP1-14T55, MP2-14T55, MP1-43T40-55 e MP3-43T40-55, o IG ultrapassa os 60%, na diluição de 25% (v/v) de extracto, com 60,76%, 61,96%, 66,6% e 71,9%, respectivamente. É de notar, que os dois ensaios que têm maior IG são os que possuem maior quantidade de papel, podendo especular-se que a toxicidade dos compostos está relacionada com o substrato orgânico base e não com o papel de cozinha. Para os restantes ensaios destas duas fases, 2ª e 3ª fase, os compostos apesar de apresentarem valores de IG superiores, continuam a não poderem ser aplicados no solo.

6.6. CUMPRIMENTO DOS CRITÉRIOS PARA ATRIBUIÇÃO DO RÓTULO ECOLÓGICO

De modo a facilitar e tornar mais rápida e clara a percepção do cumprimento ou não dos critérios exigidos para a atribuição do rótulo ecológico, relativamente aos parâmetros analisados, apresenta-se a tabela seguinte, Tabela 39, que é uma tabela tipo *checklist*, na qual o visto (✓) significa o cumprimento de todos os itens, e a cruz (✗) o não cumprimento de pelo menos um item do critério em questão.

Tabela 39 – Análise do cumprimento dos critérios para o rótulo ecológico

Parâmetro	Ensaio											
	MP1-14T40	MP2-14T40	MP3-14T40	MP0T40	MP1-14T55	MP2-14T55	MP3-14T55	MP0T55	MP1-43T40-55	MP3-43T40-55	MP4-15T40-55	MP0T40-55
Ingredientes	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Limitação das substâncias perigosas	Não determinado (não sendo suposto a sua existência)											
Contaminantes físicos	Não determinado (não sendo suposto a sua existência)											
Azoto	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Comportamento do produto	✗	✗	✗	✗	✓	✓	✗	✗	✓	✓	✗	✗
Saúde e segurança	Não determinado											
Sementes e propágulos	Não determinado											

A Tabela 39 resume os parâmetros analisados relativamente aos quais apenas quatro dos produtos da compostagem obedecem aos critérios para atribuição do rótulo ecológico europeu de acordo com a Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 Novembro. Tal facto deve-se ao incumprimento por parte dos restantes compostos no quinto critério, isto é, no comportamento do produto, nomeadamente, no item relativo aos efeitos negativos por parte dos compostos na germinação das plantas. Contudo, ficam ainda por determinar vários critérios que poderiam ou não conduzir a situações diferentes.

Embora, nos critérios considerados por esta Decisão, não serem referidos limites relativamente ao valor de pH e razão ponderal C/N, os resultados obtidos apresentam valores considerados normais e aceitáveis. Convém ainda referir que, sendo necessária uma declaração da estabilidade da matéria orgânica nas informações fornecidas com o produto, seria necessário aprofundar mais os estudos relativamente ao teor em substâncias húmicas.

CAPÍTULO 7 – CONCLUSÕES

Depois da realização deste estudo é então possível tecer algumas considerações, umas genéricas enquanto que outras mais minuciosas.

Uma primeira conclusão é que é necessário controlar o teor de humidade do substrato orgânico em compostagem, uma vez que ao longo do processo deparou-se constantemente com valores muito acima da gama óptima de operação. Tal pode ser feito através do aumento da temperatura dos 40°C para os 55°C, primeiramente, contudo não se verificou alterações significativas, sendo assim necessário aumentar também o caudal de ar de alimentação, porém e, tendo em conta que ambos os parâmetros não se tornassem limitantes no crescimento e no metabolismo dos microrganismos, assim como na sua actividade biológica. Uma vez controlados estes parâmetros, e tendo em conta o único ensaio passível de ser comparável em todas as fases é o branco, isto é, a mistura de resíduos orgânicos domésticos sem a adição do papel de cozinha ou do saco de plástico biodegradável, conclui-se que o maior grau de conversão foi obtido na terceira e última fase, apresentando-se por isso como tendo as melhores condições de operação para este substrato orgânico e para esta instalação laboratorial.

Relativamente à adição de papel de cozinha, a mistura de resíduos orgânicos domésticos quando sujeito a um processo de compostagem sem qualquer tipo de papel de cozinha apresenta um grau de conversão inferior, excepto na 3ª fase, ao obtido quando se adicionou o papel de cozinha. Comparando ainda os resultados do grau de conversão obtidos com cada um dos tipos de papel de cozinha, e possível concluir-se que o guardanapo de folha simples permite obter um grau de conversão superior ao obtido com o recurso ao rolo de cozinha e, bastante superior ao obtido com o papel *Kraft* fino. No que diz respeito ao grau de conversão aquando a utilização do saco de plástico biodegradável e, comparando com os valores obtidos no uso do papel de cozinha da 1ª e 2ª fase, constata-se que é bastante aproximado, contudo as condições de operação no ensaio com o plástico biodegradável foram mais favoráveis ao processo embora fosse possível observar-se ainda pedaços do saco plástico por degradar no composto.

Analisando então os ensaios com diferentes proporções de papel de cozinha, especificamente, os ensaios da 1ª e 2ª fase com os da 3ª fase contendo o guardanapo de folha simples e o papel *Kraft* fino, observa-se que o maior grau de conversão foi obtido para a percentagem de 14% (m/m, bs) para ambos os tipos de papel, o que vai de encontro com os estudos realizados anteriormente que afirmam que elevadas quantidades de papel desencadeiam dificuldades acrescidas ao processo.

De um modo geral, não foi possível obter compostos com características favoráveis à sua aplicação no solo. Tal é confirmado pelos resultados dos testes de germinação, sendo bastante relevante a fracção em volume utilizada, isto é, apenas quando se utilizou 25% (v/v) de extracto se verificou resultados positivos em quatro dos compostos obtidos. De modo a complementar a avaliação da qualidade dos compostos seria necessário realizar testes adicionais como testes respirométricos e análise da população microbiana, nomeadamente a patogénica. Apesar de os parâmetros analisados para estes quatro compostos cumprirem os requisitos necessários para a atribuição do rótulo ecológico europeu, seria necessário analisar outros parâmetros e ainda proceder a afinações do processo, nomeadamente no que respeita ao arejamento, temperatura e humidade, de modo a obter um composto de qualidade superior. Como foi referido o substrato orgânico

apresenta elevados teores de humidade que são desfavoráveis à actividade biológica e levam a que a água lixívia com facilidade.

Embora não tenha-se sido realizado, seria importante analisar a distribuição do azoto durante o processo, uma vez que as elevadas temperaturas e sobretudo o arejamento forçado são condições que podem conduzir à perda de amónia arrastando-a na corrente gasosa.

Deste modo, para que a compostagem deste substrato orgânico com ou sem papel de cozinha e plástico biodegradável fosse realizada a uma escala industrial, seria necessário garantir que as temperaturas elevadas fossem mantidas durante bastante tempo, teores de papel semelhantes aos utilizados na 1ª e 2ª fase ou então adição de fontes de azoto no caso da 3ª fase, quantidades de plástico biodegradável semelhantes às usadas na 3ª fase e com maior tempo de ensaio do que os 29 dias, bem como um teor de humidade inferior ao que se verificou nestes ensaios, assim como uma oxigenação favorável á actividade microbiana através de revolvimentos ou arejamento forçado, todavia, esta pratica acarreta custos acrescidos ao processo.

Seria interessante proceder a ensaios de compostagem com estes substratos orgânicos em pilha, sem controlo da temperatura para avaliar a sua capacidade de autocontrolo e verificar se por si só seria capaz de elevar a temperatura de modo a garantir a sanitização do produto final e ainda determinar o grau de conversão assim obtido. Deste modo poder-se-ia aumentar o interesse da aplicação deste processo em substratos orgânicos contendo papel de cozinha e plástico biodegradável, do ponto de vista económico, e ainda minimizar a deposição destes resíduos em aterro.

Assim, tendo em conta o objectivo deste estudo que consistia na avaliação do potencial de degradação de papel de cozinha e/ou plástico biodegradável numa mistura de resíduos orgânicos domésticos e, de acordo com os resultados obtidos do grau de conversão de sólidos voláteis, conclui-se que a sua incorporação moderada (14% m/m, bs) intensificaria a degradação do “Bio-resíduo”.

A opção de valorização orgânica do resíduo orgânico doméstico com o papel de cozinha e/ou plástico biodegradável deverá ser encarada como viável, embora se recomende a realização de mais estudos, no sentido de determinar a fracção mássica de papel de cozinha e/ou plástico biodegradável que maximize o grau de estabilização do “Bio-resíduo” e a qualidade do produto final.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Portuguesa do Ambiente (2009a). “Gestão de Resíduos”, disponível online em URL:

<http://www.apambiente.pt/POLITICASAMBIENTE/RESIDUOS/GESTAORESIDUOS/Paginas/default.aspx> (acedido em Março de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009b). “Portaria n.º 187/2007, 12 de Fevereiro, Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016”, disponível online em URL:

<http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/planeamentoresiduos/persuII/Paginas/default.aspx> (acedido em Maio de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009c). “Resíduos Urbanos (RU)”, disponível online em URL:

<http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/gestaoresiduos/RU/Paginas/default.aspx> (acedido em Maio de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009d). “Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos”, disponível online em URL:

<http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/dossiers/Documents/prevencao/Dossier%20Tem%C3%A1tico%20Peven%C3%A7%C3%A3o%20-%20N%C3%ADvel%20mais%20b%C3%A1sico.pdf> (acedido em Maio de 2009)

Agência Portuguesa do Ambiente (2009e). “Sistemas de Gestão de RU – Dados gerais, Valorização e Destino Final, infra-estruturas e equipamentos”, disponível online em URL:

http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/gestaoresiduos/RU/Documents/PtSitua%C3%A7%C3%A3o_De08.pdf (acedido em Agosto de 2009)

Agrobio (2009). “O que é a Agricultura Biológica?”, disponível online em URL: http://www.agrobio.pt/agricultura_biologica.php (acedido em Agosto de 2009)

Alvarez, J. V. L., Larrucea, M. A., Bermúdez, P. A., Chicote, B. L. (2009). “Biodegradation of paper waste under controlled composting conditions”, *Waste Management*, (29) pp. 1514-1519

Amlinger, F., Peyr, S., Cuhls, C. (2008). “Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment”, *Waste Management & Research*, (26) pp. 47-60

Bach, P. D., Nakasaki, K., Shoda, M., Kubota, H. (1987). “Thermal Balance in Composting Operations”, *Journal of Fermentation Technology*, vol.65 (2) pp. 199-209

Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983). “The Biology of Composting: a Review”, *Waste Management & Research*, (1) pp. 157-176

Brito, L. M. (2007). “Manual de Compostagem da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima”, Escola Superior Agrária, Instituto Superior de Viana de Castelo, disponível em URL: http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_de_compostagem%20capa.htm (acedido em Julho 2009)

Carvalho, M. J. (2009). “Compostagem Doméstica – uma solução para todos os gostos”, Naturlink, disponível online em URL:

http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=11&cid=6036&bl=1§ion=1&viewall=true#Go_1 (acedido em Junho de 2009)

Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P. (2005). “Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity”, *Waste Management*, (25) pp. 209-213

Comissão Europeia (2001). “Working Document Biological Treatment of Biowaste, 2nd Draft”, Directorate A – Sustainable Development and Policy Support, ENV. A.2. – Sustainable Resources, Bruxelas

Decisão da Comissão 2006/799/CE de 3 de Novembro de 2006, estabelece os critérios ecológicos revistos e os respectivos requisitos de avaliação e verificação para a atribuição do rótulo ecológico comunitário aos correctivos de solos, Jornal Oficial da União Europeia de 24 de Novembro de 2006, L 325 pp. 28-34

Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 de Maio, estabelece o regime jurídico a que fica sujeito ao procedimento para a emissão de licença, instalação, exploração, encerramento e manutenção pós-encerramento de aterros destinados à deposição de resíduos. Diário da República, n.º 119, I Série-A, de 23 de Maio de 2002, pp. 4680-4699

Decreto-Lei n.º 178/2006 de 5 de Setembro, aprova o regime geral da gestão de resíduos. Diário da República, n.º 171, I Série, de 5 de Setembro de 2006, pp. 6526-6545

Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de Agosto, aprova o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, e os requisitos gerais a observar na concepção, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento de aterros, incluindo as características técnicas específicas para cada classe de aterros. Diário da República, n.º 153, I Série, de 10 de Agosto de 2009, pp. 5170-5198

Direcção Geral do Ambiente (2000). “Relatório do Estado do Ambiente 1999”, versão online disponível em URL: http://www2.apambiente.pt/portal/page?_pageid=73,408080&_dad=portal&_schema=PORTAL&docs=10582412&cboui=10582412 (acedido em Julho 2009)

Directiva 1999/31/CE de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterro, Jornal Oficial da União Europeia de 16 de Julho de 1999, L 182 pp. 1-19

Directiva 2008/98/CE de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas directivas, Jornal Oficial da União Europeia de 22 de Novembro de 2008, L 312 pp. 3-30

Favoino, E., Hogg, D. (2008). “The potencial role of compost in reducing greenhouse gases”, *Waste Management & Research*, (26) pp. 61-69

Francou, C., Linères, M., Derenne, S., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S. (2008). “Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting”, *Bioresource Technology*, (99) pp. 8926-8934

García-Gómez, A., Bernal, M. P., Roig, A. (2005). “Organic Matter Fractions Involved in Degradation and Humification Process During Composting”, *Compost Science & Utilization*, vol.13 (2) pp. 127-135

Gomes, A. P. (2001). “Fundamentos de Compostagem de Resíduos Sólidos”, *Dissertação de Doutoramento*, Universidade de Aveiro

Gomes, A. P. (2008). “Processos biológicos de tratamento de resíduos”, in *Operações de Tratamento de Resíduos*, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

- Gonçalves, M. J. S., Baptista, M. (2001). “Proposta de Norma Portuguesa Regulamentação sobre a Qualidade do composto para utilização na Agricultura”, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva/ INIA, Lisboa
- Granit, T., Chen, Y., Hadar, Y. (2007). “Humic acid bleaching by white-rot fungi isolated from biosolids compost”, *Soil Biology & Biochemistry*, (39) pp. 1040-1046
- Haug, R. T. (1980). “Compost Engineering – Principles and Practice”, *Ann Arbor Science Publishers Inc. USA*
- Haug, R. T. (1993). “The practical handbook of compost engineering”, *Lewis Publishers Inc. USA*
- Hutchinson, M., Griffin, T. S. (2008). “Evaluation of Fiber Content Relative to Other Measures of Compost Stability”, *Compost Science & Utilization*, vol.16 (1) pp. 6-11
- Irani (2009). “Papel – Produção do Papel”, disponível online em URL: <http://www.irani.com.br/estrutura.php?id=96> (acedido em Agosto de 2009)
- Katharina, M., Ena, S., Johannes, T., Erwin, B. (2007). “Humus - a quality criterion for compost. Infrared spectroscopy (FTIR) - a new evaluation tool and its application in practice”, ABF Boku, Vienna
- Komilis, D. P., Ham, R. K. (2003). “The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes”, *Waste Management*, (23) pp. 419-423
- Komilis, D. P., Ham, R. K. (2006). “Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste”, *Waste Management*, (26) pp. 62-70
- LIPOR - Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto (2009). “Valorização Orgânica”, disponível online em URL: <http://www.lipor.pt/default.asp?SqlPage=pgVOrg&cor=6> (acedido em Julho de 2009)
- Lopéz, M. J., Vargas-Garcia, M. d C., Suárez-Esrella, F., Moreno J. (2006). “Biodelignification and humification of horticultural plant residues by fungi”, *International Biodeterioration & Biodegradation*, (57) pp. 24-30
- Marques, A. S. (2008). “Valorização Orgânica do Subproduto da Destilação do Bagaço de Uva”, *Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
- Matos, M. A. A. (2008). “Gestão de resíduos sólidos”, in *Gestão de Resíduos Sólidos*, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
- Matos, M. A. A., Pereira, F. J. M. A. (2008). “Operações de tratamento biológico – compostagem”, in *Tratamento e Gestão de Resíduos Sólidos*, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
- Matos, M. A. A., Gomes, A. P., Tarelho, L. A., Nunes, M. I., Ferreira, V., Marques, A. S., Teixeira, C. A., Bentes, I. (2008). “O QREN e a oportunidade para uma gestão integrada de resíduos em Portugal”, apresentação ao 13º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Covilhã, Outubro de 2008
- Mendham, J., Denney, R. C., Barnes, J. D., Thomas, M. J. K. (2002). “Análise Química Quantitativa”, *Vogel. Ed. LTC*, 6ª Edição

Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas (2002). “Manual Básico de práticas agrícolas: conservação do solo e da água”, versão online disponível em URL: http://portal.min-agricultura.pt/portal/page/portal/MADRP/PT/servicos/mediateca/publicacoes/publicacoes/ficheiros/Man_Basico_Praticas_Agri.pdf (acedido em Julho 2009)

Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (2007). “PERSU II – Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos”, versão online disponível em URL: <http://www.maotdr.gov.pt/Admin/Files/Documents/PERSU.pdf> (acedido em Agosto de 2009)

Portal Biológica (2009). “Valorização de Resíduos Orgânicos”, disponível online em URL: <http://www.biologicaonline.net/pt/attachments/DataBase/attachs.pdf> (acedido em Abril de 2009)

Portal São Francisco (2009). “Ciclos Biogeoquímicos – Introdução”, disponível online em URL: <http://www.colegiosaofrancisco.com.br/alfa/meio-ambiente-ciclos-biogeoquimicos/ciclos-biogeoquimicos-2.php> (acedido em Março de 2009)

Recipac (2006a). “O Papel – A composição do Papel”, disponível online em URL: <http://www.recipac.pt/index.php?option=content&task=category§ionid=15&id=51&Itemid=99> (acedido em Agosto 2009)

Recipac (2006b). “Quem Somos”, disponível online em URL: <http://www.recipac.pt/index.php?option=content&task=view&id=87&Itemid=120> (acedido em Agosto 2009)

Recipac (2006c). “Missão da Recipac”, disponível online em URL: <http://www.recipac.pt/index.php?option=content&task=view&id=90&Itemid=120> (acedido em Agosto 2009)

Recipac (2006d). “Função da Recipac”, disponível online em URL: <http://www.recipac.pt/index.php?option=content&task=view&id=91&Itemid=120> (acedido em Agosto 2009)

Recipac (2006e). “O Ciclo do Papel”, disponível online em URL: <http://www.recipac.pt/index.php?option=content&task=view&id=125&Itemid=135> (acedido em Agosto 2009)

Rynk, R. (2003). “The art in the Science of Compost Maturity”, *Compost Science & Utilization*, vol.11 (2) pp. 94-95

Santos, J. Dias dos (2007). “Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis”, *Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada*, Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto

Santos, J. Quelhas dos (1995). “Fertilização e Poluição - reciclagem agro-florestal de resíduos orgânicos”, cap.4, Lisboa

Santos, L. M. C. (2001). “Resíduos com interesse agrícola - evolução de parâmetros da sua compostagem”, *Série Estudos*, Instituto Politécnico de Bragança

Senesi, N. (1989). “Composted materials as organic fertilizers”, *The Science of the Total Environment*, (81/82) pp. 521-542

- Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B., Jönsson, H. (2002). "Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control", *Bioresource Technology*, (84) pp. 237-241
- Smidt, E., Meissel, K., Schumtzer, M., Hinterstoisser, B. (2008). "Co-composting of lignin to build up humic substances - Strategies in waste management to improve compost quality", *Industrial Crops and Products*, (27) pp. 196-201
- Sua Pesquisa (2004). "Revolução Industrial – História da Revolução Industrial, pioneirismo inglês, invenções de máquinas, passagem da manufatura para a maquinofactura, a vida nas fábricas, origem dos sindicatos", disponível online em URL: <http://www.suapesquisa.com/industrial/> (acedido em Fevereiro de 2009)
- Sundberg, C., Jönsson, H. (2007). "Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration", *Waste Management*, (28) pp. 518-526
- Sung, M., Ritter, W. F. (2008). "Food Waste Composting with Selected Paper Products", *Compost Science & Utilization*, vol.16 (1) pp. 36-42
- Sylla, Y. B., Kuroda, M., Yamada, M., Matsumoto, N. (2006). "Feasibility study of a passive aeration reactor equipped with vertical pipes for compost stabilization of cow manure", *Waste Management Research*, (24) pp. 456-464
- Tang, J-C., Shibata, A., Zhou, Q., Katayama, A. (2007). "Effect of Temperature on Reaction Rate and Microbial Community in Composting of Cattle Manure with Rice Straw", *Journal of Bioscience and Bioengineering*, vol.104 (4) pp. 321-328
- Teixeira, S. (2007). "A Reciclagem e os Plásticos Biodegradáveis - Futuro Sustentável", *Monografia integrada na disciplina de Tratamento e Gestão de Resíduos do Mestrado em Gestão Ambiental*, Materiais e Valorização de Resíduos, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
- Tomé, A. (2005). "Hidratos de Carbono", in *Química Biorgânica*, apontamentos teóricos da disciplina, Departamento de Química, Universidade de Aveiro
- Venelampi, O., Weber, A., Rönkkö, T., Itävaara, M. (2003). "The Biodegradation and Disintegration of Paper Products in the Composting Environment", *Compost Science & Utilization*, vol.11 (3) pp. 200-209
- Vitoriano, C., Pedrosa, E. (2008). "Co-Compostagem de Resíduo de Alimentos e Resíduo de Aviário", *Projecto de Licenciatura em Engenharia do Ambiente*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
- Wilson, D. C. (2007). "Development drivers for waste management", *Waste Management & Research*, (25) pp. 198-207
- Wikipédia (2009). "Papel", disponível online em URL: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Papel> (acedido em Agosto de 2009)
- Zeroresíduos (2009a). "Compostagem doméstica – Processo de compostagem", disponível online em URL: http://www.zeroresiduos.info/index.php?option=com_compostagem&task=view&id=142&Itemid=111 (acedido em Março de 2009)
- Zeroresíduos (2009b). "ENRRUBDA – Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Biodegradáveis Destinados aos Aterros", disponível online em URL:

http://www.zeroresiduos.info/index.php?option=com_compostagem&task=view&id=129&Itemid=111 (acedido em Março de 2009)

Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y. (2005). "Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity", *Soil Biology & Biochemistry*, (37) pp. 2109-2116

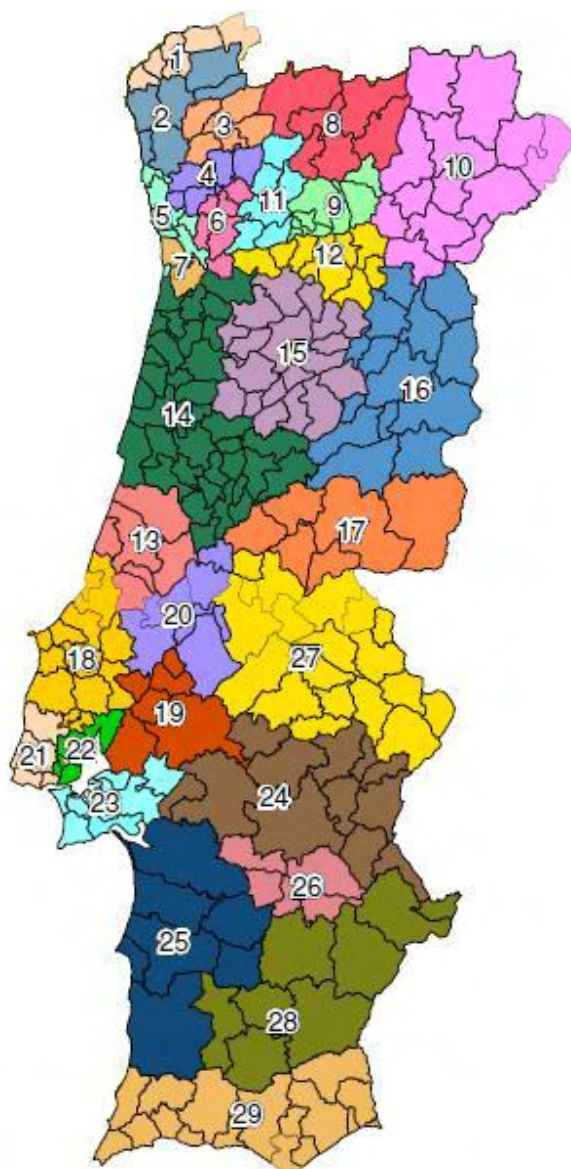
Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., Bertoldi, M. (1981a). "Biological Evaluation of Compost Maturity", *BioCycle*, vol.22 (4) pp. 27-29

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., Bertoldi, M. (1981b). "Evaluating toxicity of immature compost", *BioCycle*, vol.22 (2) pp. 54-57

ANEXO A

Localização e distribuição dos 29 Sistemas de Gestão de RSU em Portugal Continental (Agência Portuguesa do Ambiente, 2009d).

- 1 – VALORMINHO
- 2 – RESULIMA
- 3 – BRAVAL
- 4 – Amave
- 5 – Lipor
- 6 – Valsousa
- 7 – SULDOURO
- 8 – RESAT
- 9 – Vale do Douro Norte
- 10 – Resíduos do Nordeste
- 11 – REBAT
- 12 – RESIDOURO
- 13 – VALORLIS
- 14 – ERSUC
- 15 – Ecobeirão
- 16 – RESIESTRELA
- 17 – Raia-Pinhal
- 18 – RESIOESTE
- 19 – Ecoléziria
- 20 – Resitejo
- 21 – Amtres
- 22 – VALORSUL
- 23 – AMARSUL
- 24 – Gesamb
- 25 – Ambilital
- 26 – Amcal
- 27 – VALNOR
- 28 – Resialentejo
- 29 – ALGAR



Onde 15 são sistemas multimunicipais, representados pelas maiúsculas, e os restantes 14 são sistemas intermunicipais.

ANEXO B

Conforme descrito anteriormente, e através da Figura 38, pode observar-se a representação gráfica do grau de conversão, mas desta vez em massa (m/m, bs), de cada um dos componentes orgânicos nos diferentes ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase, calculados através da equação 6.

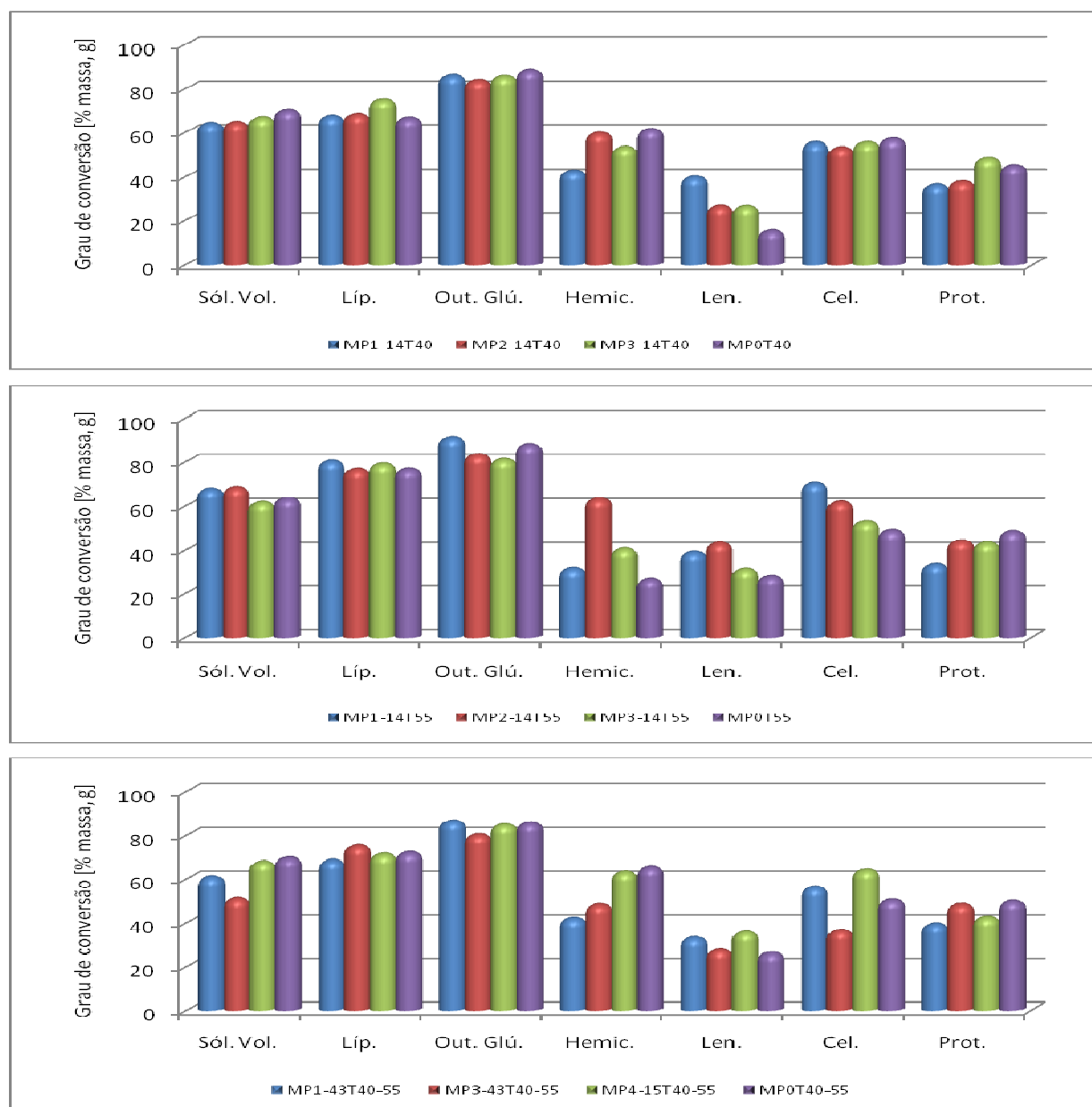


Figura 38 – Graus de conversão dos diferentes componentes para os vários tipos de papel de cozinha e plástico biodegradável nos ensaios da 1ª, 2ª e 3ª fase

Através da análise da Figura 38 verifica-se que, de uma forma geral as mesmas conclusões são passíveis de se observar, isto é, obtém-se um maior grau de conversão da

hemicelulose a temperaturas mesófilas, os componentes orgânicos que apresentam maiores graus de conversão em todas as fases são os lípidos e os outros glúcidos e de uma forma geral as condições operatórias testadas na 3ª fase apresentam-se como mais favoráveis ao substrato orgânico e à unidade laboratorial em questão. Do mesmo modo, verifica-se que a mistura inicial na qual se adicionou o guardanapo de folha simples, apesar de uma forma não tão notória, apresenta os maiores graus de conversão, em relação aos outros papéis de cozinha utilizados.